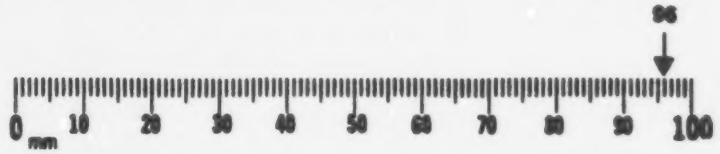
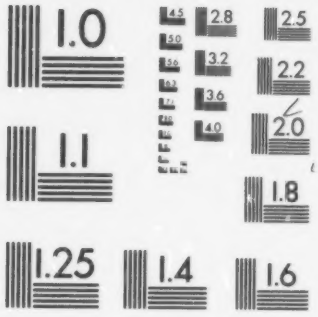
MS109

Micromedia Limited

The contents of this microfiche are copyright by the publisher of the original document. Please contact the original publisher for guidance in copyright matters.





MICROCOPY RESOLUTION TEST CHART
NATIONAL BUREAU OF STANDARDS
STANDARD REFERENCE MATERIAL 1010a
(ANSI and ISO TEST CHART No. 2)

This statement was filmed with this document. If the pages of the document are less clear than this statement it is due to the poor photographic quality of the document.

NATIONAL MICROGRAPHICS ASSOCIATION

24x

87-03024/

Direction des relevés aquatiques

Effet de l'acidité sur les communautés ichtyologiques de 17 lacs du Témiscamingue

PA-23

Jean-Jacques Frenette
Biologiste (M. Sc.)

Ministère de l'Environnement du Québec
Québec, mars 1986

Dépôt légal - 3e trimestre 1986
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-16420-2

Envirodoq 860150

RÉSUMÉ

Afin d'identifier les changements opérés par l'acidité au sein des communautés ichtyologiques, le Service de la qualité des eaux du ministère de l'Environnement du Québec a entrepris en juin 1984, un échantillonnage ichtyologique de 17 lacs de la région du Témiscamingue.

L'analyse de la diversité spécifique révèle que dans les lacs acides ($4,8 \leq pH \leq 5,2$), le nombre d'espèces rencontrées est plus de deux fois inférieur à celui des lacs non acides ($5,9 \leq pH \leq 7,0$). Deux lacs acides sont sans poisson. Les cyprinidés, à l'exception de la ouitouche (Semotilus corporalis), et les raseux de terre (Etheostoma nigrum) sont absents des lacs acides, tandis qu'ils sont très abondants dans les lacs non acides.

La biomasse totale par unité d'effort des différentes espèces ichtyologiques est en moyenne 2,6 fois moins élevée dans les lacs acides que dans les lacs non acides. Cette mesure s'avère une solution alternative à la densité comme indicateur démographique de stress acide dans les communautés ichtyologiques. L'acidité apparaît le facteur responsable de la faible diversité spécifique et de la baisse de biomasse ichtyologique observées en milieu acide. L'examen des structures démographiques des populations de perchaude (Perca flavescens), grand brochet (Esox lucius) et meunier noir (Catostomus commersoni) révèle une altération des structures d'âge et de taille chez les populations de ces trois espèces évoluant en milieu acide. De plus, la croissance et la condition de la perchaude et du grand brochet sont plus faibles dans les lacs acides alors que la situation est inversée chez le meunier noir. De tels changements dans la structure de ces populations viennent souligner le fait qu'en milieu acide, la présence d'une espèce ne signifie pas pour autant qu'elle rencontre les conditions optimales à sa survie.

MOTS CLÉS: Acidification, acidité, communauté, diversité, densité, biomasse, indicateur, cyprinidés, perchaude, grand brochet, meunier noir, âge, taille, croissance, condition, poisson, Rouyn-Noranda.

FRENETTE, J.J., 1986. Effet de l'acidité sur les communautés ichtyologiques de 17 lacs du Témiscamingue, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Publication no. PA-23, 102 pages.

TABLE DES MATIÈRES

Page

Résumé..... III
Table des matières..... V
Liste des tableaux..... VII
Liste des figures..... IX
Liste des annexes..... XI
Remerciements..... XIV

I INTRODUCTION..... 1

II DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE..... 5

2.1 Situation géographique..... 5
2.2 Géologie - pédologie..... 5
2.3 Végétation forestière..... 5
2.4 Climatologie..... 7

III CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS ICHTYOLOGIQUES DE LA RÉGION DU TÉMISCAMINGUE..... 9

3.1 Matériel et méthodes..... 9
3.1.1 Sélection des lacs..... 9
3.1.2 Échantillonnage ichtyologique..... 10
3.1.3 Analyse-taille, poids, âge, diversité, densité et biomasse..... 14

3.2 Structure des communautés..... 15
3.2.1 Diversité..... 15
3.2.2 Biomasse et densité..... 24

Page

3.3 Structure démographique des populations de perchaude, de grand brochet et de meunier noir..... 29
3.3.1 Structure d'âge..... 29
3.3.2 Structure de taille..... 35
3.3.3 Croissance..... 40
3.3.4 Condition..... 45

IV CONCLUSION GÉNÉRALE..... 49

V RECOMMANDATIONS..... 53

VI BIBLIOGRAPHIE..... 55

LISTE DES TABLEAUX

Page

III.1 Caractéristiques physico-chimiques et morphométriques des 17 lacs échantillonnés au Témiscamingue 12

III.2 Résumé de l'échantillonnage ichtyologique réalisé dans 17 lacs du Témiscamingue en 1984..... 13

III.3 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 17 lacs du Témiscamingue..... 16

III.4 Fréquence d'occurrence des espèces et des familles [ ] ichtyologiques de 17 lacs du Témiscamingue..... 23

III.5 Biomasse totale par unité d'effort (g) des différentes espèces ichtyologiques prélevées dans 17 lacs du Témiscamingue..... 25

LISTE DES FIGURES

		Page
II.1	Situation de l'aire d'étude, et moyenne pondérée de pH dans les précipitations au Québec, 1982-1983	6
III.1	Localisation des 17 lacs étudiés dans la région du Témiscamingue	11
III.2	Relation entre le niveau d'acidité et le nombre d'espèces ichtyologiques rencontrées dans 17 lacs du Témiscamingue	18
III.3	Relation entre le nombre d'espèces ichtyologiques et la concentration d'aluminium filtré de 17 lacs du Témiscamingue	20
III.4	Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et le niveau d'acidité de 17 lacs du Témiscamingue	26
III.5	Distribution de fréquence d'âge de la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue	30
III.6	Distribution de fréquence d'âge du meunier noir capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue	31
III.7	Distribution de fréquence d'âge du grand brochet capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue	32
III.8	Distribution de fréquence de taille de la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue	36

III.9 Distribution de fréquence de taille du meunier noir capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue 37

III.10 Distribution de fréquence de taille du grand brochet capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue 38

III.11 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue 40

III.12 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez le grand brochet capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue 41

III.13 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez le meunier noir capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue 42

III.14 Relation du poids en fonction de la longueur chez la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue 46

LISTE DES ANNEXES

Page

1 Localisation des 17 lacs échantillonnés dans la région du Témiscamingue 63

2 Cartes bathymétriques des 17 lacs échantillonnés 65

3 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de chacun des engins de pêche utilisés dans les 17 lacs échantillonnés 83

Tableau A.3.1 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux dans les 17 lacs échantillonnés 84

Tableau A.3.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de nasses dans les 17 lacs échantillonnés 85

Tableau A.3.3 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de trappes dans les 17 lacs échantillonnés 86

4 Poids moyen (g), écart-type et taille de l'échantillon ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées dans les 17 lacs échantillonnés 87

5 Distribution de fréquence d'âge et de taille, ainsi que croissance et condition de la perchaude capturée dans onze des 17 lacs du Témiscamingue 89

Page

Figure A.5.1 Distribution de fréquence d'âge de la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés 90

Figure A.5.2 Distribution de fréquence de taille de la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés 91

Figure A.5.3 Relation du poids en fonction de la longueur chez la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés 92

Tableau A.5.1 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés 93

6 Distribution de fréquence d'âge et de taille, ainsi que croissance du grand brochet capturé dans six des 17 lacs du Témiscamingue 95

Figure A.6.1 Distribution de fréquence d'âge du grand brochet capturé dans six des 17 lacs échantillonnés 96

Figure A.6.2 Distribution de fréquence de taille du grand brochet capturé dans six des 17 lacs échantillonnés 97

Tableau A.6.1 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez le grand brochet capturé dans six des 17 lacs échantillonnés 98

7 Distribution de fréquence d'âge et de taille, ainsi que croissance du meunier noir capturé dans six des 17 lacs du Témiscamingue 99

Figure A.7.1 Distribution de fréquence d'âge du meunier noir capturé dans six des 17 lacs échantillonnés 100

Page

Figure A.7.2 Distribution de fréquence de taille du meunier noir capturé dans six des 17 lacs échantillonnés 101

Tableau A.7.1 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez le meunier noir capturé dans six des 17 lacs échantillonnés 102

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier monsieur Yvon Richard pour ses conseils judicieux lors de la réalisation de ce rapport. Il a également planifié la campagne d'échantillonnage menée dans cette étude.

Un tel projet n'aurait pu être entrepris sans la contribution technique de nombreuses personnes. Je tiens à remercier madame Deborah Crozier et messieurs Conrad Groleau, Michel Groleau, Rémi Lévesque, Dave Passalent, Serge Poirier et Yves Vallée, pour leur participation à la collecte des données sur le terrain et en laboratoire. Messieurs Normand Guay et Rémi Lessard ont dessiné les figures, et mesdames Hélène Bélanger et Huguette Paquet ont dactylographié le texte. Je les en remercie.

Messieurs Yves Grimard et Yvon Richard du ministère de l'Environnement ainsi que Dr Julian Dodson et Dr Pierre Magnan respectivement des universités Laval et du Québec à Trois-Rivières ont commenté ce manuscrit. Madame Martine P. Gagné a effectué la révision linguistique.

CHAPITRE I

INTRODUCTION

L'acidification des lacs et des rivières s'avère un problème d'une grande envergure dans plusieurs régions du monde, notamment en Amérique du Nord et en Scandinavie (Drablos et Tollan, 1980).

Au Québec, la majorité du territoire repose sur le bouclier canadien reconnu pour sa faible capacité à neutraliser l'acidité (Shilts et al., 1981). Les valeurs moyennes annuelles de pH dans les précipitations varient pour 1982-1983, de 4,2 à 5,0 selon un gradient décroissant d'acidité sud-ouest nord-est (Grimard, 1984). De plus, les apports en sulfates humides atteignent pour ces mêmes années des valeurs moyennes annuelles de l'ordre de 13 à 40 kg $ha^{-1}an^{-1}$ à l'échelle de la province (Talbot et al., 1984). Une valeur préliminaire de 20 kg $ha^{-1}an^{-1}$ a été reconnue comme seuil maximal pour protéger les écosystèmes aquatiques modérément sensibles (Évaluation des impacts; Groupe de travail 1, 1983). Le Témiscamingue reçoit des dépôts supérieurs à ce seuil (entre 20 et 25 kg $ha^{-1}an^{-1}$) et cette région est considérée comme étant très sensible à l'acidification. Dupont et Grimard (1985) ont d'ailleurs démontré que pour des lacs de même niveau de sensibilité, plus les concentrations en sulfates atmosphériques sont élevées, plus ces lacs seront acides. Aussi, le Témiscamingue est-il considéré comme une zone fortement affectée par l'acidification (Dupont, 1984).

Une des conséquences les plus dramatiques de l'acidification des cours d'eau est la disparition des populations ichtyologiques. Au Canada, le saumon de l'Atlantique (Salmo salar) est disparu de neuf rivières de la Nouvelle-Écosse dû au niveau élevé d'acidité de

l'eau qui empêche la reproduction (Farmer et al., 1980). Dans la région des lacs La Cloche en Ontario, cinquante-quatre populations de diverses espèces se sont éteintes à la suite de l'acidification du milieu (Harvey et Lee, 1982).

Au Québec, l'omble de fontaine a été éliminée de trois lacs acides de la région de Charlevoix (Richard, 1986). De façon similaire, diverses populations d'omble de fontaine sont disparues des Adirondacks aux États-Unis (Schofield, 1982). L'extinction de plusieurs populations de truite brune (Salmo trutta) a aussi été constatée en Norvège (Rosseland et al., 1980, Sevaldrud et al.,1980). Le phénomène était attribué à l'augmentation de l'acidité des lacs.

Bien que la disparition d'une espèce ichtyologique s'avère la conséquence ultime de l'acidification du milieu, de nombreux effets se font sentir dans une population de poissons avant l'extinction: une diminution de la taille de la population, une altération des structures d'âge, une croissance accrue, réduite ou non affectée, une mortalité sélective selon la taille parmi les poissons les plus jeunes ou les plus vieux, de même qu'un échec de recrutement de nouvelles classes d'âge dans la population (Harvey, 1982). De plus, ces réponses des populations varient selon les espèces et selon le lieu. Or, plusieurs de ces modifications démographiques produites par l'acidité ont été mises en évidence chez des populations d'omble de fontaine du Québec (Frenette et al., 1985).

Au niveau des communautés ichtyologiques, certaines perturbations relatives aux associations d'espèces ont pu être identifiées dans les milieux acides en relation avec les seuils de tolérance différentiels à l'acidité variant selon l'espèce (Harvey, 1975; Rahel et Magnuson 1983; Somers et Harvey, 1984 et Wiener et al., 1984). Aussi l'altération de ces communautés apparaît être un meilleur indice de l'effet de l'acidité que la perte comme telle d'une espèce (Harvey, 1982). Cependant, les modifications de la structure de communauté imposées par

la disparition d'une ou de plusieurs espèces en réponse à l'acidité, sont très faiblement documentées dans la littérature. Les conséquences de telles modifications sur la structure démographique de ces populations, peuvent être envisagées comme effets indirects de l'acidité et contribuer à accélérer de façon synergique le déclin de la communauté.

Les objectifs de cette étude sont donc d'identifier les changements opérés par l'acidité au sein d'une communauté ichtyologique en termes de diversité spécifique, de densité spécifique et de biomasse. Les effets de ces changements sur la structure des populations seront ensuite considérés selon l'âge, la taille, la croissance et la condition des espèces.

CHAPITRE II

DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE

2.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE

Le territoire décrit dans cette étude (Fig II.1) couvre une zone dont la superficie représente 21 000 km^2. Cette zone est comprise entre la frontière Québec-Ontario et le méridien 78° 30'. Elle est délimitée au nord et au sud par les parallèles 46° 30' et 48° 15' respectivement. Une fraction de la réserve faunique La Vérendrye fait aussi partie de l'aire d'étude.

2.2 GÉOLOGIE - PÉDOLOGIE

La région à l'étude est entièrement située sur le bouclier canadien, généralement caractérisé par des roches ayant une très faible capacité à neutraliser l'acidité. Ces roches sont de types igné et métamorphique tels le granite et le gneiss (Shilts et al., 1981). Les sols rencontrés sont constitués de podzol humo-ferrique acide et de sols organiques de types fibrosols ou mésisols acides (Environnement Canada, 1980, cité dans Dupont, 1984). Ces sols et particulièrement le podzol, possèdent un faible pouvoir à neutraliser la charge acide. Une discussion exhaustive de ces différents aspects est présentée dans Dupont (1984).

2.3 VÉGÉTATION FORESTIÈRE

Le territoire étudié est caractérisé par deux grandes formations végétales climaciques. Dans la partie sud, on retrouve l'érablière à bouleau jaune composée majoritairement de l'érable à sucre (Acer saccharum), du bouleau jaune (Betula lutea) et du hêtre (Fagus grandifolia). La sapinière représentée principalement par le sapin baumier

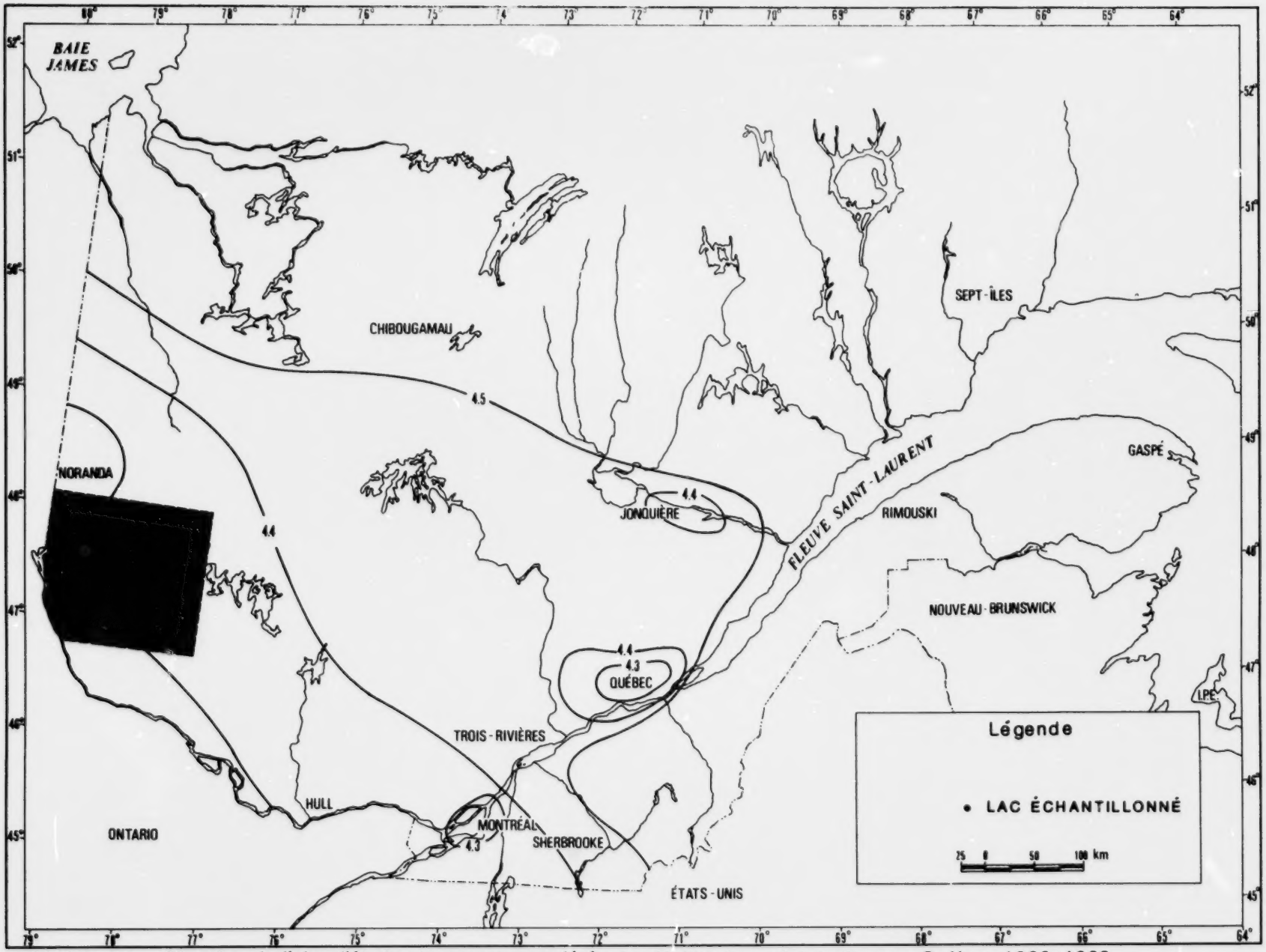


FIGURE II.1 Situation de l'aire d'étude et moyenne pondérée de pH dans les précipitations au Québec, 1982-1983.

(Abies balsamea), l'épinette noire (Picea mariana), le bouleau blanc (Betula papyrifera) et le bouleau jaune, domine la partie nord de la région (Grantner, 1966).

2.4 CLIMATOLOGIE

Au Témiscamingue, la température moyenne annuelle varie de 2,5 à 5,0 °C dépendamment de l'altitude. Les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 800 à 1000 millimètres dont 30 à 35 pour cent se retrouvent sous forme de neige (Houde, 1978). Le pH moyen pondéré (par le volume des précipitations) atteint les valeurs de 4,2 à 4,3 pour 1982-1983 (Grimard, 1984) ce qui constitue avec Montréal et Québec, les apports acides les plus importants au Québec (Fig. II.1).

CHAPITRE III

CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS ICHTYOLOGIQUES DE LA RÉGION DU TÉMISCAMINGUE

3.1 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1.1 SÉLECTION DES LACS

Une campagne d'échantillonnage physico-chimique a été menée sur 39 lacs en avril 1984. La sélection de ces lacs a d'abord été réalisée selon la nature du substrat géologique. Ces lacs sont tous situés sur du granit, lequel est reconnu pour sa faible capacité à neutraliser l'acidité. L'altitude a aussi été retenue comme critère de sélection à cause de la présence d'argile lacustre observée entre 275 et 300 mètres d'altitude. Cet argile lacustre, déposé par le lac proglaciaire Ojibway-Barlow, est caractérisé par une forte capacité tampon (Tremblay, 1974; Shilts et al., 1981). Afin d'éviter la présence de ces dépôts, les lacs étudiés sont tous localisés à une altitude supérieure à 300 mètres. Comme autre caractéristique, les lacs choisis sont tous situés à la tête du bassin hydrographique puisqu'ils sont habituellement les plus affectés par les précipitations acides. Les lacs échantillonnés devaient aussi être libres de toute activité humaine et éloignés des voies d'accès terrestres. À cause des contraintes liées à l'accessibilité par hydravion, les lacs devaient mesurer au minimum un kilomètre de longueur et 0,25 kilomètre de largeur. La superficie des lacs visités varie entre 16,9 et 51,3 hectares. Comme dernier critère de cette sélection initiale, tout lac devait être libre de tourbière apparente afin d'éliminer les milieux à acidité naturelle.

Les résultats obtenus lors de cette campagne ont ensuite permis de retenir 17 de ces lacs pour l'étude comparative de leurs communautés ichtyologiques (Fig. III.1). Ces lacs devaient être représentatifs des valeurs extrêmes de pH propres à la région et être faiblement colorés (<25 U. Hazen) afin de minimiser la contribution des acides organiques à l'acidité du milieu. Deux groupes de lacs étaient ensuite constitués selon le pH. Les lacs dont le pH varie de 4,8 à 5,2 seront donc considérés comme acides et ceux dont le pH se situe entre 5,9 et 7,0 comme étant non acides. Les principales caractéristiques physico-chimiques et morphométriques de ces 17 lacs apparaissent au tableau III.1 et leur localisation à l'annexe 1. La bathymétrie de l'ensemble de ces lacs est présentée à l'annexe 2. L'analyse de la qualité de l'eau des 39 lacs initiaux ainsi que l'ensemble des méthodes d'analyses de ses différentes composantes sont décrites dans Frenette (1986).

3.1.2 ÉCHANTILLONNAGE ICHTYOLOGIQUE

L'échantillonnage s'est déroulé du 29 mai au 7 juin 1984 à raison d'un lac acide et d'un lac non acide visités quotidiennement de façon à homogénéiser les variations temporelles pour chaque catégorie de lac. La capture des spécimens a été réalisée au moyen de filets maillants expérimentaux composés de six panneaux (25, 38, 51, 63, 76 et 89 mm) de 7,6 mètres de longueur chacun et de 1,8 mètre de hauteur. Sur chaque lac, quatre filets étaient disposés sur le littoral et un autre en eau libre afin d'augmenter le nombre d'habitats potentiels des espèces de poissons. En plus des filets, cinq trappes à alevins en plexiglass (Breder, 1960, cité dans Bagenal et Braum, 1978) ainsi que cinq nasses à ménés ont été utilisés pour la récolte des spécimens de petite taille. Les nasses (appâtées avec du pain) et les trappes étaient installées sur le littoral dans 0,5 à 1,0 mètre d'eau dont huit d'entre elles à proximité des filets et les autres à la décharge du lac. Chacun des engins de pêche était actif la nuit pendant un minimum de douze heures. L'effort total de chaque type d'engin est résumé au tableau III.2 pour chacun des lacs inventoriés.

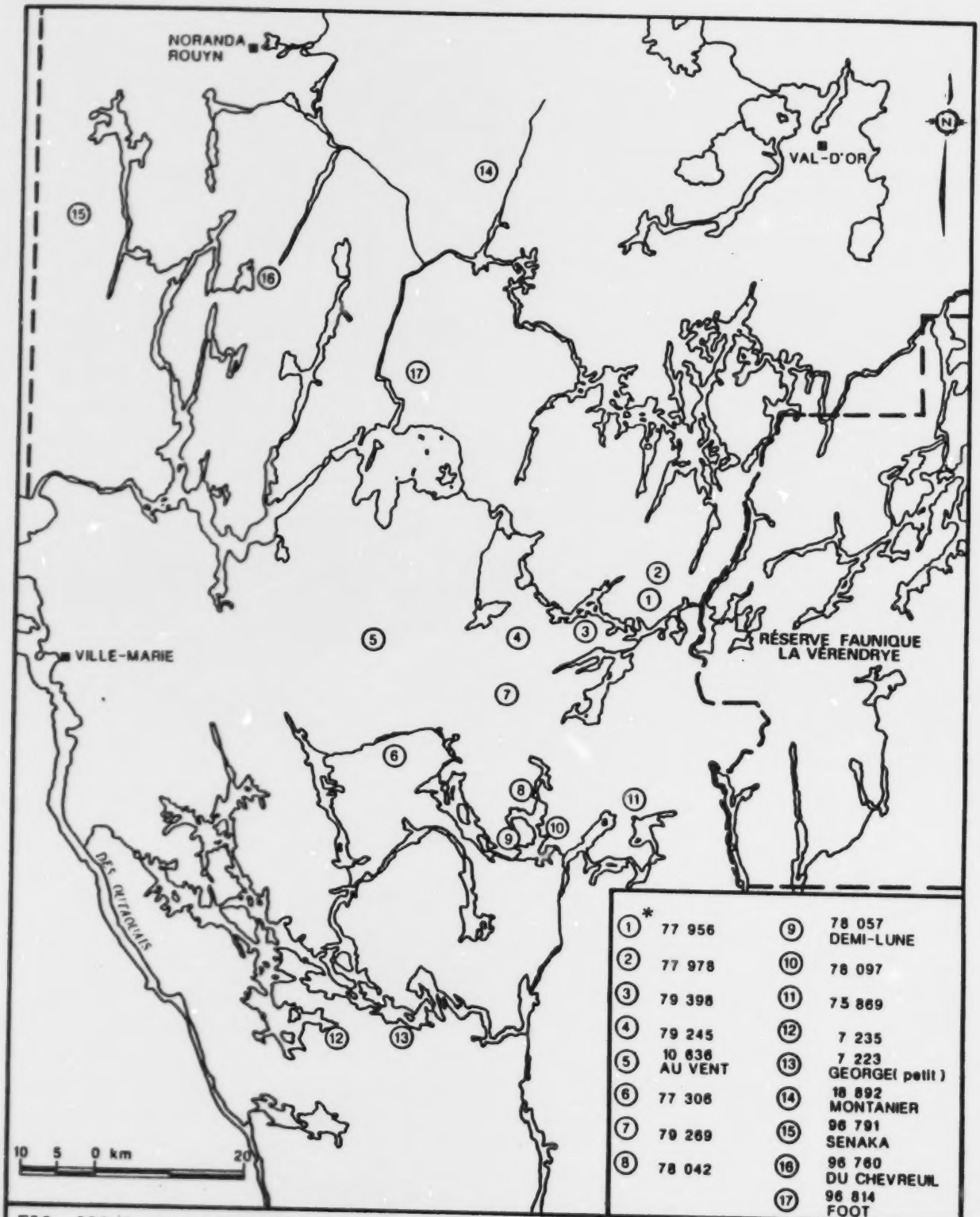


FIG. III.1 Localisation des 17 lacs étudiés dans la région du Témiscamingue.

* numéro de lac répertorié au ministère de l'Environnement.

TABLEAU III.1 Caractéristiques physico-chimiques et morphométriques des 17 lacs échantillonnés au Témiscamingue en juin 1984.

CATÉGORIE ET NUMÉRO DE LAC	pH (unité)	ALCALINITÉ (µéq/l)	CONDUCTIVITÉ (µS/cm)	CALCIUM (µéq/l)	SULFATE (µéq/l)	COULEUR (U. HAZEN)	ALUMINIUM filtré (µg/l)	PROFONDEUR MOYENNE (m)	SUPERFICIE (ha)
LACS ACIDES									
14	4,8	-16	18,0	44	93	19	80	1,9	29,4
3	4,9	-13	25,0	69	156	5	120	6,2	28,9
4	4,9	-11	23,0	69	124	20	130	3,9	34,8
16	5,0	- 9	26,8	84	177	10	120	4,5	43,6
7	5,1	- 7	19,7	69	114	15	60	5,0	32,4
1	5,2	- 6	25,5	99	166	22	140	6,1	48,3
2	5,2	- 5	21,3	74	135	5	70	4,1	21,1
17	5,2	2	27,0	79	177	5	120	4,3	29,9
LACS NON ACIDES									
5	5,9	10	20,5	94	135	3	10	7,1	33,7
6	6,1	30	24,7	99	156	15	50	5,7	16,9
9	6,1	32	30,3	159	177	23	140	2,3	19,6
11	6,1	24	22,7	99	145	8	50	4,0	37,5
15	6,1	28	34,0	144	218	10	80	2,7	46,1
10	6,2	26	26,8	119	177	4	10	6,4	34,9
8	6,4	38	24,9	119	145	7	20	7,9	51,3
12	6,9	38	33,8	179	177	5	10	8,6	34,0
13	7,0	38	33,9	164	177	4	10	7,0	42,2

Tableau III.2 Résumé de l'échantillonnage ichtyologique réalisé dans 17 lacs du Témiscamingue en 1984. ( ) indique le nombre d'engins de pêche utilisés.

CATÉGORIE et NUMÉRO DE LAC	pH	DATE D'ÉCHANTILLONNAGE	EFFORT TOTAL PAR TYPE D'ENGIN DE PÊCHE (HEURES)		
			FILET	NASSE	TRAPPE
LACS ACIDES					
14	4,8	5,6/06/84	95,3 (5)	95,1 (5)	95,1 (5)
3	4,9	31/05,1/06/84	88,5 (5)	88,3 (5)	88,3 (5)
4	4,9	1,2/06/84	101,3 (5)	111,2 (5)	111,2 (5)
16	5,0	6,7/06/84	116,3 (5)	116,2 (5)	116,2 (5)
7	5,1	2,3/06/84	98,1 (5)	99,9 (5)	99,9 (5)
2	5.2	30,31/05/84	92,5 (5)	94,6 (5)	94,6 (5)
17	5,2	5,6/06/84	95,3 (5)	98,5 (5)	98,5 (5)
1	5,2	29,30/05/84	109,5 (5)	21,7 (1)	21,7 (1)
LACS NON ACIDES					
5	5,9	3,4/06/84	94,3 (5)	94,8 (5)	94,8 (5)
9	6,1	1,2/06/84	92,6 (5)	92,6 (5)	92,6 (5)
11	6,1	2,3/06/84	101,4 (5)	100,9 (5)	100,9 (5)
6	6,1	3,4/06/84	105,4 (5)	106,8 (5)	106,8 (5)
15	6,1	6,7/06/84	101,7 (5)	102,8 (5)	102,8 (5)
10	6,2	31/05,1/06/84	99,9 (5)	99,9 (5)	99,9 (5)
8	6,4	30,31/05/84	92,1 (5)	92,1 (5)	92,1 (5)
12	6,9	4,5/06/84	92,9 (5)	92,1 (5)	92,1 (5)
13	7,0	4,5/06/84	98,8 (5)	99,1 (5)	99,1 (5)

3.1.3 ANALYSE - TAILLE, POIDS, AGE, DIVERSITÉ, DENSITÉ ET BIOMASSE

Les spécimens capturés étaient identifiés à l'espèce, dénombrés et pesés au dixième de gramme. La longueur à la fourche était mesurée au millimètre près. Les âges de la perchaude (Perca flavescens), du grand brochet (Esox lucius) et du meunier noir (Catostomus commersoni) ont été déterminés à partir des écailles. Pour chacune des trois espèces, les écailles ont été prélevées du côté gauche de l'animal, entre la fin de la nageoire dorsale et la ligne latérale, puis montées entre une feuille d'acétate et du papier cellulosique. Les feuilles d'acétate étaient ensuite immergées dans une solution de KOH deux pour cent pendant quatre à six heures afin d'éliminer le mucus présent et clarifier les annulis (Frenette et Dodson, 1984). L'âge de chaque spécimen fut déterminé à partir de deux lectures indépendantes effectuées par le même lecteur. Lorsqu'il y avait désaccord entre les deux premières lectures, une troisième s'imposait. Deux lectures devaient alors concorder pour qu'un âge soit assigné.

Les résultats des captures ichtyologiques sont présentés sous forme de diversité, de densité et de biomasse. La diversité est exprimée par le nombre d'espèces récoltées lequel est considéré comme la seule vraie mesure de diversité (Poole, 1974, cité dans Green, 1979). Les indices de diversité sont ignorés dans cette étude à cause de la perte d'information biologique qui en résulte et de l'absence de lien existant avec la qualité de l'environnement (Green, 1979). La densité se traduit par le nombre de prises par unité d'effort (PUE), l'unité d'effort étant définie comme l'action d'un engin de pêche durant douze heures. La biomasse est utilisée comme indice de production et représente le poids de l'ensemble des poissons prélevés par unité d'effort. La biomasse par unité d'effort (BUE) se calcule comme suit:

$$BUE = \sum_{i=1}^{n} PUE_i \quad X \quad \text{poids moyen}_i$$

où n = nombre d'espèces

Ce calcul est effectué pour chaque type d'engin de pêche.

La biomasse totale par unité d'effort sera donc la somme des BUE calculées pour chaque type d'engin de pêche.

Ainsi: $BUE_{Totale} = BUE_{Filet} + BUE_{Trappe} + BUE_{Nasse}$

Le nombre total de captures et de prises par unité d'effort de chacune des espèces apparaît à l'annexe 3 pour chaque type d'engin de pêche utilisé. Le poids moyen des espèces respectives est présenté en annexe 4.

Toutes les analyses statistiques réalisées dans cette étude sont décrites dans Zar (1974).

3.2 STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS

3.2.1 DIVERSITÉ

L'inventaire piscicole réalisé sur 17 lacs du Témiscamingue révèle qu'il existe un lien direct entre l'acidité du milieu et la diversité spécifique des poissons (Tableau III.3). Pour l'ensemble des lacs acides, deux lacs sont sans poisson (pH 4,8 et 5,0). Un de ces lacs (no 16) abritait une population de grand brochet en 1979 (Daniel Nadeau, MLCP, communication personnelle). Des populations allopatriques de perchaude ou de grand brochet se retrouvent dans quatre lacs et seulement deux lacs présentent des associations de deux et quatre espèces.

TABLEAU III.3 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 17 lacs du Témiscamingue.

	LACS ACIDES								LACS NON ACIDES								
Numéro de lac	14	3	4	16	7	2	17	1	5	9	11	6	15	10	8	12	13
Espèces pH	4,8	4,9	4,9	5,0	5,1	5,2	5,2	5,2	5,9	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,4	6,9	7,0
Perchaude (Perca flavescens)	0	37 (5,0)	38 (4,4)	0	237 (28,8)	0	208 (24,3)	2 (0,6)	45 (5,7)	16 (2,0)	15 (1,8)	10 (1,1)	219 (25,6)	10 (1,2)	1 (0,1)	4 (0,6)	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	0	0	0	0	17 (2,3)	0	0	8 (1,0)	17 (12,2)	9 (1,1)	0	0	3 (0,4)	28 (3,6)	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	0	0	0	0	0	0	71 (7,7)	0	0	0	12 (1,3)	36 (4,3)	27 (3,1)	0	18 (2,4)	28 (3,4)
Épinoche à cinq épines (Culaea inconstans)	0	0	0	0	0	0	8 (0,9)	0	0	0	0	0	11 (1,2)	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	0	4 (0,4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	0	0	0	0	0	0	0	13 (1,4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolepis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25 (3,3)	5 (0,6)	46 (5,1)	1 (0,1)	1 (0,1)	0	17 (2,2)	0
Ventre rouge du nord (Chrosomus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	114 (13,1)	72 (9,7)	0	0	1005 (130,9)	788 (95,3)
Chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas)	0	0	0	0	0	0	0	0	2 (0,3)	0	0	25 (2,8)	120 (14,3)	0	0	1 (0,1)	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	202 (23,0)	31 (3,7)	0	0	31 (3,9)	29 (3,5)
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5 (0,7)	86 (10,4)
Raseux de terre (Etheostoma nigrum)	0	0	0	0	0	0	0	0	7 (0,9)	0	0	7 (0,8)	0	0	0	11 (1,4)	19 (2,3)
Crapet soleil (Lepomis gibbosus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot visqueux (Cottus cognatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	0	37	38	0	237	17	216	90	65	58	29	416	490	42	29	1093	950
Nombre total d'espèces	0	1	1	0	1	1	2	4	6	3	3	7	7	5	2	9	5

La situation est fort différente pour les lacs non acides où huit lacs sur neuf supportent de trois à neuf espèces. Un autre lac accueille seulement deux espèces. Au total, six espèces ont été capturées en milieu acide et 14 en milieu non acide (Tableau III.3). La faible diversité spécifique des lacs acides est significativement différente des lacs non acides (U. Mann Whitney, $p<0,001$). De plus, le nombre d'espèces diminue de façon linéaire ($r=0,76$, $p<0,005$) avec une augmentation de l'acidité du milieu (Fig. III.2). Ces résultats sont en accord avec ceux de Wiener et al. (1984) qui ont étudié les communautés piscicoles de 12 lacs non dystrophes et à morphologie comparable du Nord du Wisconsin; ils ont observé deux fois moins d'espèces dans les lacs acides comparativement aux lacs non acides.

Cependant, plusieurs facteurs autres que l'acidité peuvent avoir une influence considérable sur la structure des communautés ichtyologiques. Certaines variables morphométriques telles la superficie et la profondeur moyenne ont été identifiées comme étant déterminantes du nombre d'espèces rencontrées dans un lac (Barbour et Brown, 1974; Harvey, 1978, 1981; Magnuson et al., 1984). Ainsi, un petit lac comportant un habitat plus uniforme supportera moins d'espèces qu'un grand lac offrant un habitat plus complexe et plus diversifié ou des possibilités accrues d'interconnections à des sources de nouvelles espèces. Cet aspect de la diversité en milieu lacustre est discuté dans Magnuson (1976).

Afin d'établir si la morphométrie du lac pouvait expliquer la différence de diversité observée, des taux de corrélation de Pearson ont été calculés entre le nombre d'espèces et la superficie et la profondeur moyenne. La profondeur moyenne s'est avérée la seule variable physique associée de façon significative à la diversité ($r=0,45$, $p<0,05$). Pour ensuite évaluer dans quelle mesure la profondeur moyenne était responsable de la relation rencontrée entre le nombre d'espèces et l'acidité, une analyse des régressions partielles a été menée sur la diversité en fonction du pH et de la profondeur moyenne.

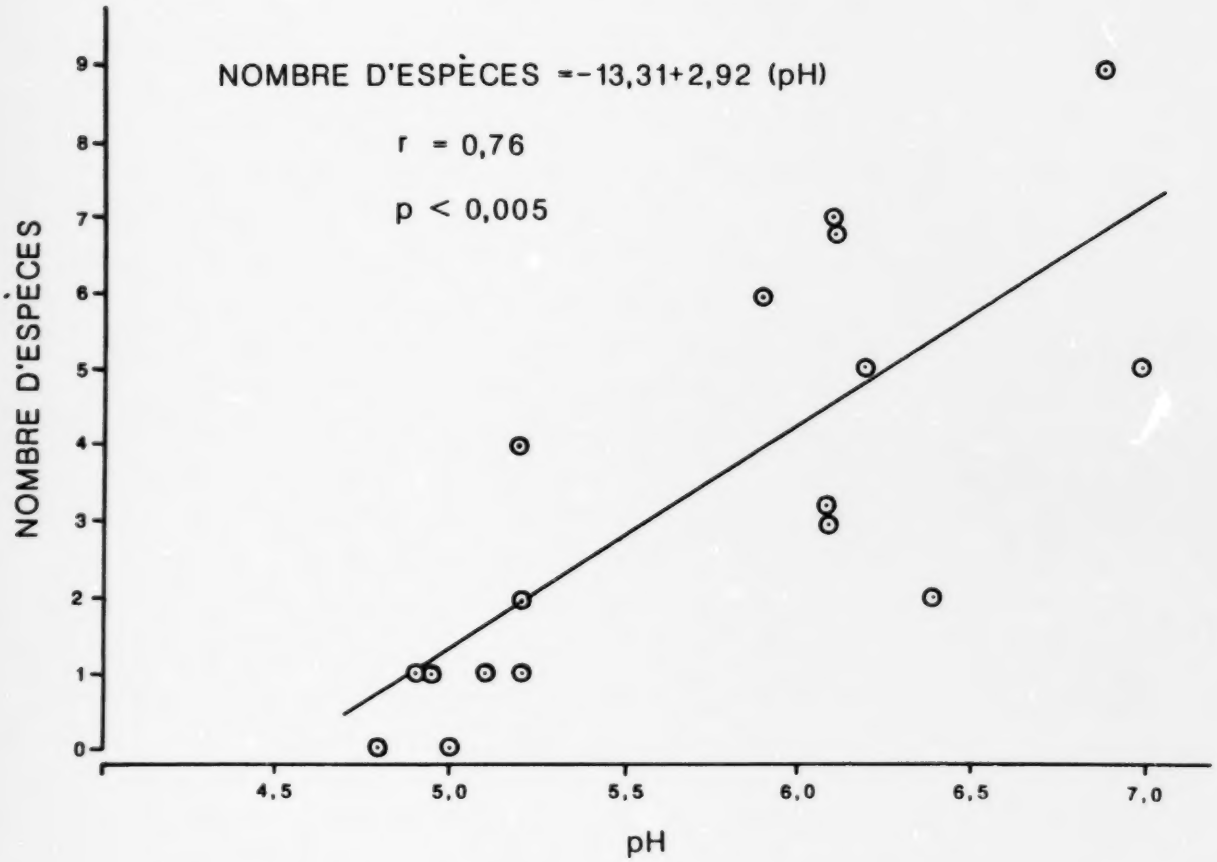


FIG. III.2 Relation entre le niveau d'acidité et le nombre d'espèces ichtyologiques rencontrées dans 17 lacs du Témiscamingue.

Les résultats démontrent qu'en masquant l'effet du pH, la profondeur moyenne n'est plus correlée de façon significative au nombre d'espèces ($r = 0,12$, $p > 0,05$) tandis qu'en masquant l'effet de la profondeur moyenne, l'acidité devient le facteur déterminant pour expliquer la différence de diversité ($r = 0,70$, $p \leq 0,001$).

Une des conséquences importantes de l'acidification des écosystèmes est l'augmentation de la concentration en métaux dans les milieux lacustres (Beamish, 1974, 1976; Scheider et al., 1979), dont l'aluminium. Dans les 17 lacs étudiés, le nombre d'espèces de poisson rencontrées diminue à mesure que la concentration en aluminium filtré augmente (Fig. III.3). De plus, les concentrations moyennes en aluminium filtré sont 2,5 fois plus élevées dans les lacs acides (105 g/l) que dans les lacs non acides (42,2 g/l) (Tableau III.1). L'effet toxique de l'aluminium en combinaison avec le pH est largement reconnu chez plusieurs espèces dont l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) (Cronan and Schofield, 1979; Baker et Schofield, 1980; Schofield et Trojnar, 1980), la truite brune (Salmo Trutta) (Leivestad et al., 1980; Muniz et Leivestad, 1980; Rosseland et al., 1980), le cisco (Coregonus albua) (Grahn, 1980), et le meunier noir (Catostomus commersoni) (Baker, 1982). En effet, l'aluminium induit au niveau des branchies une hyperplasie des cellules épithéliales et une sécrétion de mucus pouvant mener jusqu'à l'asphyxie comme revue par Baker (1982). Une perte rapide des ions sodium et chlore accompagne aussi ce phénomène (Leivestad, 1982).

La toxicité de l'aluminium varie cependant en fonction du pH et de la présence d'agents complexants (Driscoll et al., 1980; Baker et Schofield, 1980). La réponse varie aussi selon l'espèce et le stade de développement (Baker 1982). Cet aspect de la toxicité est revu dans Baker (1982) où l'on rapporte que la survie du meunier noir et de l'omble de fontaine est correlée à la concentration en aluminium inorganique (labile). Toutefois, l'aluminium complexé à la fraction organique, donc non toxique, peut représenter une proportion très

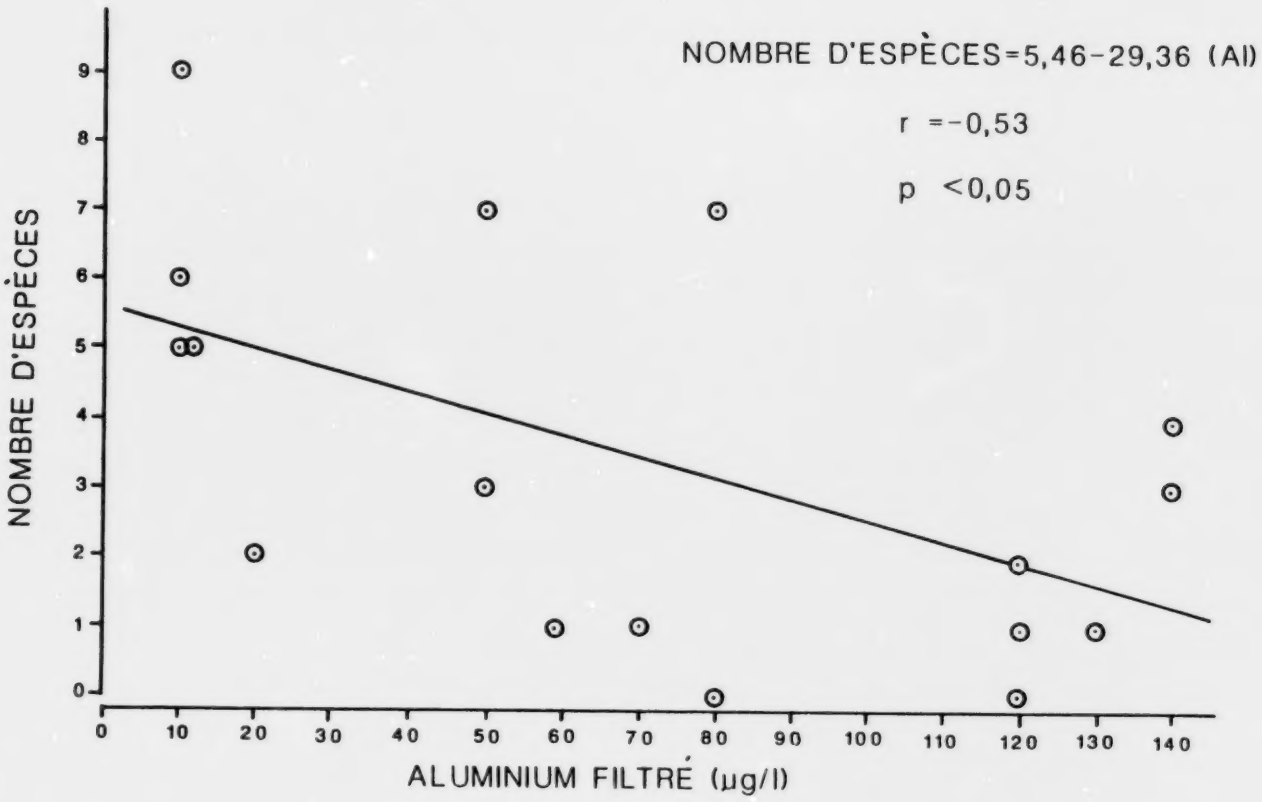


FIG. III.3 Relation entre le nombre d'espèces ichtyologiques et la concentration d'aluminium filtré de 17 lacs du Témiscamingue.

importante de l'aluminium présent dans les eaux acides, particulièrement dans les eaux colorées fortement chargées de matière organique. C'est pourquoi la seule mesure de l'aluminium filtré sans détermination parallèle de spéciation, peut considérablement surestimer la toxicité potentielle de ces eaux pour le poisson.

Cependant, les valeurs de pH rencontrées dans les lacs non acides (5,9-7,0) sont telles que la fraction d'aluminium inorganique, donc toxique, se trouve précipitée puisque sa solubilité est très faible à pH > 5,5 (Driscoll, 1980; cité dans Baker, 1982). Dans les lacs acides, le pH est suffisamment bas (4,8-5,2) pour permettre la solubilisation de l'aluminium inorganique. Il serait aussi exagéré d'assurer que 100 pour cent de l'aluminium disponible dans les lacs acides se retrouve sous forme organique d'autant plus que ces lacs sont caractérisés par une couleur très faible (5-22 U. HAZEN) (Tableau III.1). Les populations de poissons vivant en milieu acide sont donc exposés à une combinaison de facteurs (pH-aluminium) potentiellement plus toxiques que celles des autres lacs.

La distribution des espèces piscicoles dans les 17 lacs du Témiscamingue semble refléter des différences interspécifiques considérables au niveau de la tolérance à l'acidité. Les cyprinidés, à l'exception de la ouitouche (Semotilus corporalis), et les raseux de terre (Etheostoma nigrum) sont très abondants dans les lacs à pH 5,9-7,0 mais sont absents dans les lacs à pH $\leq$ 5,2 (Tableau III.3). Ces poissons sont reconnus comme étant très sensibles à l'acidité (Harvey, 1980; Magnuson et al., 1984; Wiener et al., 1984) et leur distribution en fonction du pH confirme d'autres observations réalisées en milieu naturel. Lors d'une étude des communautés ichtyologiques de 138 lacs du nord du Wisconsin, les raseux de terre et la plupart des cyprinidés dont le méné à nageoires rouges (Notropis cornutus) et le museau noir (Notropis heterolepis) étaient absents des lacs à pH < 6,2 (Rahel et Magnuson, 1983). De plus, certaines espèces tels le ventre rouge du nord (Chrosomus eos) et la chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas)

étaient très abondantes à des pH > 5,2 mais absentes à des pH < 5,2. À la suite de l'acidification du lac 223, le mulet perlé (Semotilus margarita) subissait un échec du recrutement à un pH de 5,1 (K.H. Mills, communication personnelle). D'autre part, les interactions biotiques telle la prédation par la perchaude ou le grand brochet (Somers et Harvey, 1984) ne peuvent être invoquées pour expliquer leur absence, ces espèces étant également présentes dans les lacs non acides.

D'autres espèces tels le meunier noir (Catostomus commersoni) et le grand brochet sont cinq fois moins représentées en occurrence dans les lacs acides que dans les lacs non acides (Tableau III.4). Le meunier noir est reconnu comme une espèce très sensible à l'acidité. À pH inférieur à 5,0, on signale souvent la disparition de cette espèce (Magnuson et al., 1984). Toutefois, on a noté la présence du grand brochet à des pH aussi bas que 4,0, quoique la reproduction semble affectée à partir de 5,0 (Harvey, 1982). De fait, seule la perchaude peut tolérer une gamme étendue de pH (4,9-6,9). Cette espèce reconnue comme très résistante à l'acidité (Rahel et Magnuson, 1983) est rencontrée à des pH allant jusqu'à 4,2 (Harvey, 1982).

Malgré la faible représentativité de certaines espèces dans l'ensemble des lacs, leur distribution correspond souvent aux valeurs inférieures de pH considérées comme sûres. Aussi pour l'épinoche à cinq épines, le chabot visqueux, le chabot tacheté et la lotte, les valeurs de pH où des problèmes reliés à l'acidité apparaissent, sont respectivement de 5,0, 5,0, 5,5 et 5,5 pour ces espèces (Magnuson et al., 1984).

La différence de composition spécifique rencontrée entre ces lacs du Témiscamingue ne peut s'expliquer par des différences au niveau des populations colonisatrices initiales. En effet, Legendre et Legendre (1984) considèrent l'actuelle aire d'étude comme partie intégrante d'une de ces cinq régions ichtyogéographiques dont les limites sont définies à partir de gradients climatiques, botaniques ou géomorpholo-

TABLEAU III.4 Fréquence d'occurrence des espèces et des familles [ ] ichtyologiques prélevées dans 17 lacs du Témiscamingue en 1984.

FAMILLE	NOM SCIENTIFIQUE	NOM COMMUN	LACS ACIDES (N=8)		LACS NON ACIDES (N=9)	
			NOMBRE DE LACS	POURCENTAGE DE LACS	NOMBRE DE LACS	POURCENTAGE DE LACS
PERCIDAE			[5]	[62,5]	[9]	[100]
	PERCA FLAVESCENS	PERCHAUDE	5	62.5	8	889
	ETHEOSTOMA NIGRUM	RASEUX DE TERRE	0	0	4	449
ESOCIDAE			[1]	[12,5]	[5]	[55,6]
	ESOX LUCIUS	GRAND BROCHET	1	12,5	5	55,6
CATOSTOMIDAE			[1]	[12,5]	[5]	[55,6]
	CATOSTOMUS COMMERSONI	MEUNIER NOIR	1	12,5	5	55,6
CYPRINIDAE			[1]	[12,5]	[8]	[82,9]
	CHROSOMUS EOS	VENTRE ROUGE DU NORD	0	0	6	66,7
	NOTROPIS HETEROLEPIS	MUSEAU NOIR	0	0	6	66,7
	SEMOTILUS MARGARITA	MULET PERLÉ	0	0	5	44,4
	NOTEMIGONUS CRYSOLEUCAS	CHATTE DE L'EST	0	0	5	44,4
	NOTROPIS CORNUTUS	MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	0	0	2	22,2
	SEMOTILUS CORPORALIS	OUITOUCHE	1	12,5	0	0
CENTRARCHIDAE			[0]	[0]	[1]	[11,1]
	LEPOMIS GIBBOSUS	CRAPET SOLEIL	0	0	1	11,1
COTTIDAE			[0]	[0]	[1]	[11,1]
	COTTUS BAIRDI	CHABOT TACHETÉ	0	0	1	11,1
	COTTUS COGNATUS	CHABOT VISQUEUX	0	0	1	11,1
GADIDAE			[0]	[0]	[1]	[11,1]
	LOTA LOTA	LOTTE	0	0	1	11,1
GASTEROSTEIDAE			[1]	[12,5]	[1]	[11,1]
	CULAEA INCONSTANS	ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES	1	12,5	1	11,1
SALMONIDAE			[1]	[12,5]	[0]	[0]
	COREGONUS CLUPEAFORMIS	GRAND CORÉGONE	1	12,5	0	0

giques. Le patron de dispersion à la suite de la glaciation du Wisconsin suggère un mouvement homogène de ces espèces sténohalines vers le centre de la péninsule québécoise. Le meunier noir, le grand brochet et les percidés sont classifiés à partir de leurs exigences thermiques comme étant des espèces tempérées mésothermes (d'eau fraîche) (Hokanson, 1977). Ces espèces sont aussi composantes de base des communautés de percidés des lacs mésotrophes de la forêt boréale, dans la région du bouclier canadien (Ryder et Kerr, 1978, cité dans Hazel et Fortin, 1985).

Après avoir considéré l'importance des facteurs physiques et chimiques, des interactions biotiques potentielles, des différences interspécifiques de distribution en fonction du pH ainsi que de la colonisation, l'acidité apparaît l'élément responsable de la faible diversité spécifique observée en milieu acide.

3.2.2 BIOMASSE ET DENSITÉ

L'analyse de la biomasse totale par unité d'effort (BUE) des différentes espèces piscicoles révèle que les lacs acides supportent en moyenne 2,6 fois moins de poisson que les lacs non acides (Tableau III.5). La faible biomasse ichtyologique des lacs acides est significativement différente des autres lacs (U. Mann Withney, $p < 0,005$). De plus, la relation entre la biomasse totale de poisson et la concentration en ions hydrogène des lacs démontre que la biomasse ichtyologique diminue avec l'augmentation de l'acidité (Fig. III.4).

Cependant, la capacité productrice d'un lac oligotrophe est reliée à sa morphométrie ainsi qu'à l'apport de matières nutritives (Ryder, 1982). Or, la profondeur moyenne, la superficie, la conductivité (équivalente aux substances dissoutes totales; Ryder et al., 1974) ont été mises en relation par régression linéaire simple, avec la biomasse totale de poissons et aucune de ces variables ne peut expliquer

TABLEAU III.5 Biomasse totale par unité d'effort (g) des différentes espèces ichtyologiques prélevées dans 17 lacs du Témiscamingue.

	LACS ACIDES								LACS NON ACIDES								
Numéro de lac	14	3	4	16	7	2	17	1	5	9	11	6	15	10	8	12	13
pH / Espèces	4,8	4,9	4,9	5,0	5,1	5,2	5,2	5,2	5,9	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,4	6,9	7,0
Perchaude (Perca flavescens)	0	53,5	117,9	0	406,1	0	549,2	1,0	71,2	32,0	42,8	10,7	1187,8	19,9	0,3	16,7	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	0	0	0	0	2430,2	0	0	2681,2	1955,6	1131,7	0	0	1885,3	4099,0	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	0	0	0	0	0	0	1864,2	0	0	0	273,0	833,3	707,4	0	1448,4	180,2
Épinoche à cinq épines (Culaea inconstans)	0	0	0	0	0	0	1,5	0	0	0	0	0	2,8	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	0	165,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	0	0	0	0	0	0	0	385,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolepis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,6	0,2	12,2	0,2	0	0	4,0	0
Ventre rouge du nord (Chrosomus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41,9	19,4	0	0	235,6	104,8
Chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas)	0	0	0	0	0	0	0	0	2,5	0	0	16,0	183,0	0	0	1,0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89,7	48,1	0	0	41,3	43,4
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5	9,4
Raseux de terre (Etheostoma nigrum)	0	0	0	0	0	0	0	0	1,3	0	0	1,7	0	0	0	1,5	1,1
Crapet soleil (Lepomis gibbosus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,9	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot visqueux (Cottus cognatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0
Biomasse totale	0	53,5	117,9	0	406,1	2430,2	550,7	2416,7	2756,7	1991,2	1174,8	445,2	2274,7	2621,6	4099,2	1750,4	338,9

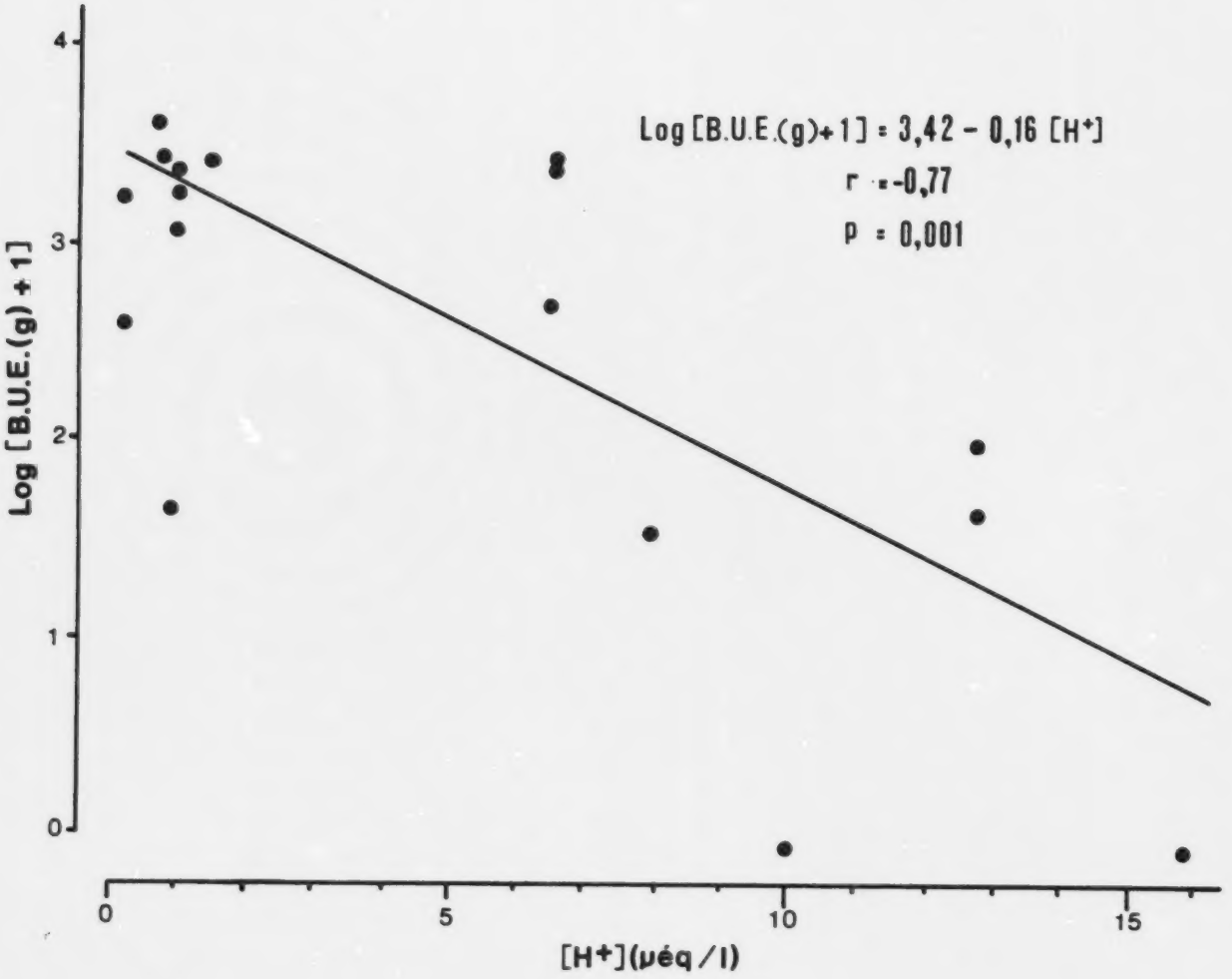


FIG. III.4 Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et le niveau d'acidité de 17 lacs du Témiscamingue.

la différence de biomasse observée (r de Pearson, $p > 0,05$). De plus, l'indice de productivité utilisé, soit le rapport conductivité/profondeur moyenne, n'est pas corrélé de façon significative (r de Pearson, $p > 0,05$) à la biomasse quoique la pente négative obtenue soit indicatrice d'un stress biologique dans une telle relation (Ryder et al., 1974). L'acidité apparaît donc responsable de la diminution de biomasse ichtyologique observée dans les lacs du Témiscamingue.

La stabilité de la biomasse semble être une propriété conservatrice des écosystèmes (Pimm, 1984; Kelso et Bagenal, 1977; Regier et Hartman, 1973; et Adams et Olver, 1977). Sa répartition semble se faire de façon proportionnelle entre chacun des niveaux trophiques (Nakashima et Legget, 1974; Gascon et Legget, 1977) et s'avère indépendante du nombre d'espèces concernées (Hanson et Legget, 1982, 1985; Ryder et al., 1974). Dans un écosystème en équilibre, si l'abondance de chacune des espèces est maintenue, le nombre d'espèces, la composition spécifique et la biomasse totale des poissons demeureront inchangés (Pimm, 1984). Maintenant, si la densité ou la composition spécifique varie à la suite d'une perturbation, les mécanismes compensateurs reliés à la densité (e.g. croissance accrue, diminution de la mortalité naturelle, augmentation du recrutement) viendront amortir les fluctuations des populations (Ryder et al., 1981; Adams et Olver, 1977). L'ampleur de ces fluctuations dépendra de l'intensité du stress impliqué ainsi que de la complexité et de la stabilité de l'écosystème. Les interactions biotiques telles la compétition et la prédation différeront autant d'un lac à l'autre que variera la structure des communautés constituantes.

C'est pourquoi les prises par unité d'effort pour une espèce donnée (Tableau III.3) ne sont pas significativement corrélées dans l'ensemble à l'acidité (r de Spearman, $p > 0,05$). Seulement six espèces sur 16 soit le meunier noir, le museau noir, le ventre rouge du nord, le mulet perlé, le méné à nageoires rouges et le raseux de terre démontrent une association significative de leur densité à l'acidité (r de Spearman, $p < 0,05$). Ces résultats confirment ceux de Richard (1985)

qui a observé une relation entre la densité et le niveau d'acidité de populations allopatriques d'omble de fontaine, laquelle était inexistante chez les populations sympatriques. L'ambiguité reliée à l'utilisation de la densité comme mesure de stress des populations piscicoles en milieu acide a été soulevée chez la perchaude et le crapet de roche (Ambloplites rupestris) (Ryan et Harvey, 1981). La composition spécifique de ces communautés était d'ailleurs très variable. La mesure de la biomasse s'avère donc une alternative à la densité comme indication d'un stress acide dans les communautés ichtyologiques.

L'acidité apparaît un agent perturbateur de l'environnement suffisamment intense pour induire un déséquilibre au niveau des communautés ichtyologiques. Ryder et al., (1981) soulignent qu'une communauté biotique perturbée manifestera des signes allant des effets extrêmes reliés aux mécanismes de régulation de la densité jusqu'à la disparition complète d'une espèce, l'extinction de stocks génétique et phénotypique, ou encore l'instabilité générale du système. Conséquemment cette dégradation environnementale pourra entraîner une diminution de la variabilité des niches telle que mise en évidence par la sélection contre les stocks génétiques ou phénotypiques particulièrement vulnérables à l'acidité.

Les lacs du bouclier canadien étant reconnus pour leur faible capacité productrice (Conroy et Keller, 1976), les communautés ichtyologiques du Témiscamingue seront par conséquent très sensibles à une perturbation environnementale comme l'acidité à cause de la faible résistance qui en résulte. En effet, de tels écosystèmes reprendront très lentement leur structure antérieure après avoir présenté des variations plus ou moins grandes (Dajoz, 1982). Si les variations imposées dépassent une valeur limite, l'écosystème pourra acquérir une autre structure ou bien être détruit.

De fait, la capacité de production se trouvant davantage réduite en milieu acide, la faible diversité et la biomasse appauvrie viennent

témoigner de l'ampleur de la perturbation occasionnée par l'acidité ainsi que de la fragilité de ces écosystèmes à maintenir l'équilibre de leur communauté.

Après avoir considéré l'ampleur des modifications induites par l'acidité au sein des communautés ichtyologiques, il importe maintenant d'examiner la structure démographique des populations restantes. La présence d'une espèce en milieu acide ne signifie surtout pas qu'elle rencontre les conditions optimales à sa survie. Aussi la structure d'âge et de taille, la croissance ainsi que la condition des populations de perchaude, de grand brochet et de meunier noir seront discutées dans les chapitres qui suivent.

Cependant, le trop faible nombre de spécimens capturés dans plusieurs lacs oblige à considérer ces espèces dans leur ensemble selon le facteur acidité. De plus, une seule population de grand brochet et de meunier noir a pu être inventoriée en milieu acide. Cette réalité implique donc la comparaison d'un seul lac acide à l'ensemble des autres lacs. Toutefois, les résultats respectifs des différents aspects mentionnés sont disponibles pour chacun des lacs à l'annexe 5 pour la perchaude, à l'annexe 6 pour le grand brochet, et à l'annexe 7 pour le meunier noir.

3.3 STRUCTURE DÉMOGRAPHIQUE DES POPULATIONS DE PERCHAUDE, DE GRAND BROCHET ET DE MEUNIER NOIR

3.3.1 STRUCTURE D'ÂGE

La distribution de fréquence d'âge de la perchaude (Fig. III.5) et du meunier noir (Fig. III.6) diffère de façon significative (chi carré de Wilks, $p < 0,001$) entre les lacs acides et non acides. Chez la perchaude, les individus âgés d'un an représentent moins de 0,3 pour cent de l'ensemble des prises des lacs acides alors qu'ils atteignent sept pour cent dans l'autre groupe de lac. Quant aux classes plus élevées,

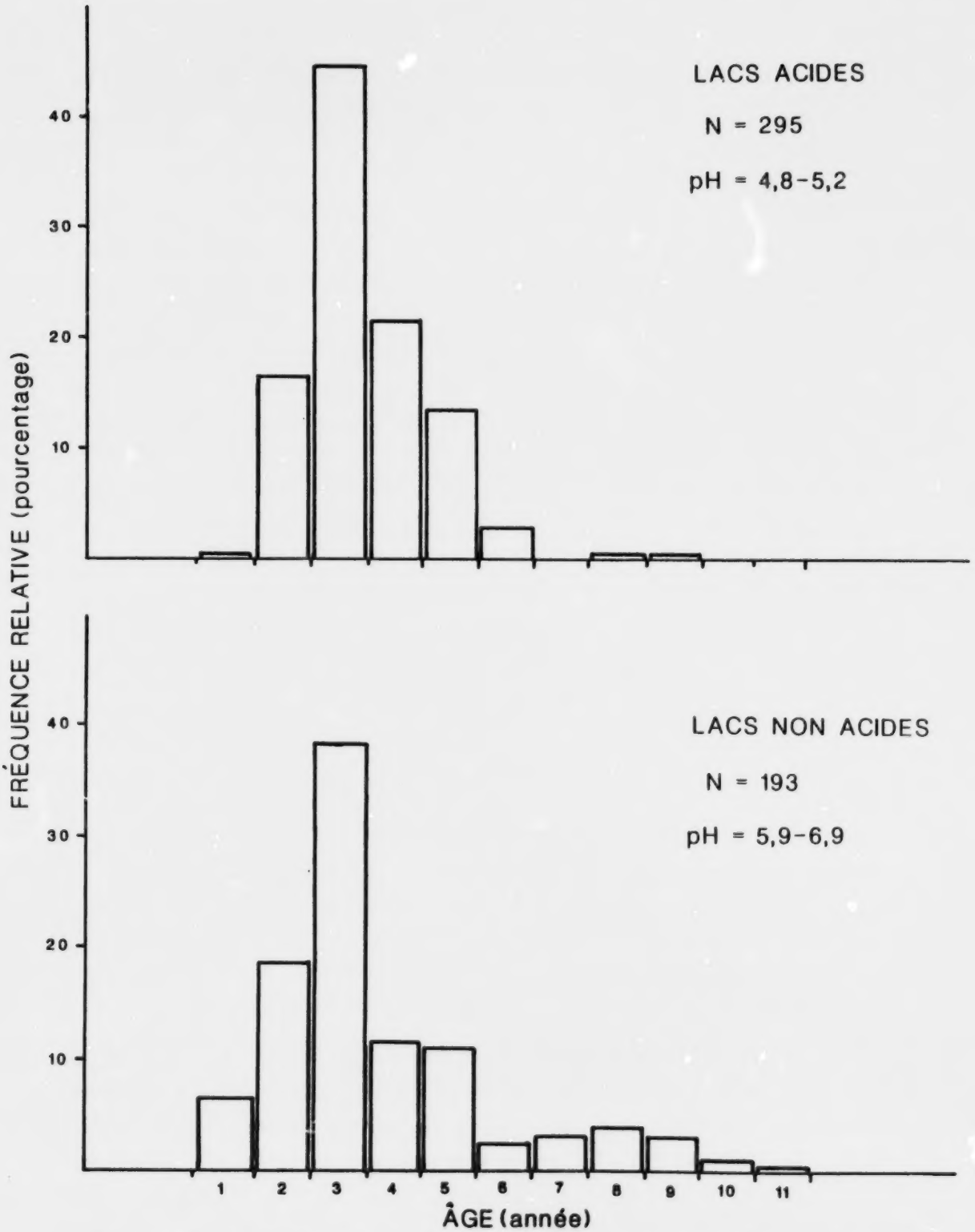


FIG. III.5 Distribution de fréquence d'âge de la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue.

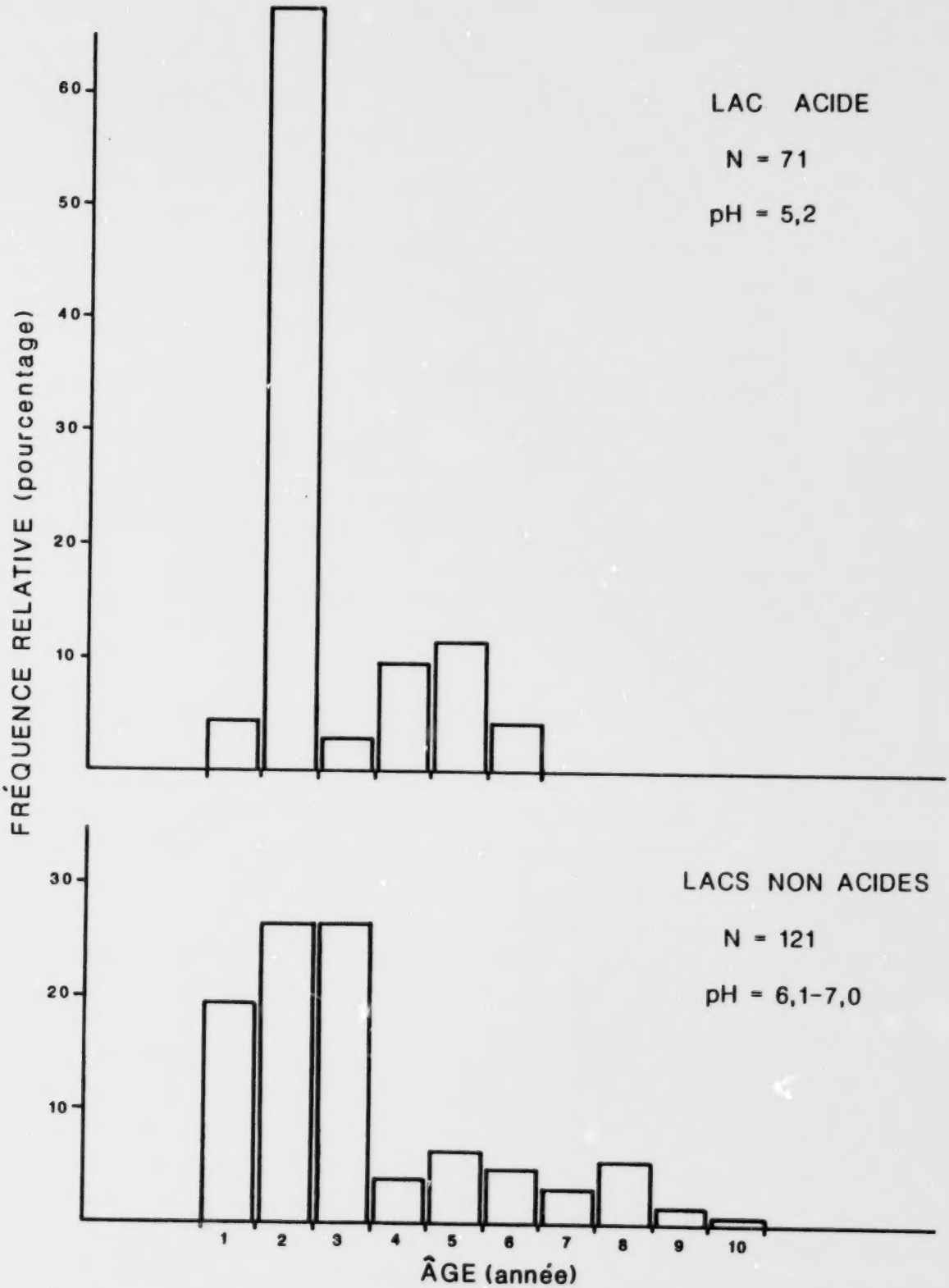


FIG. III.6 Distribution de fréquence d'âge du meunier noir capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue.

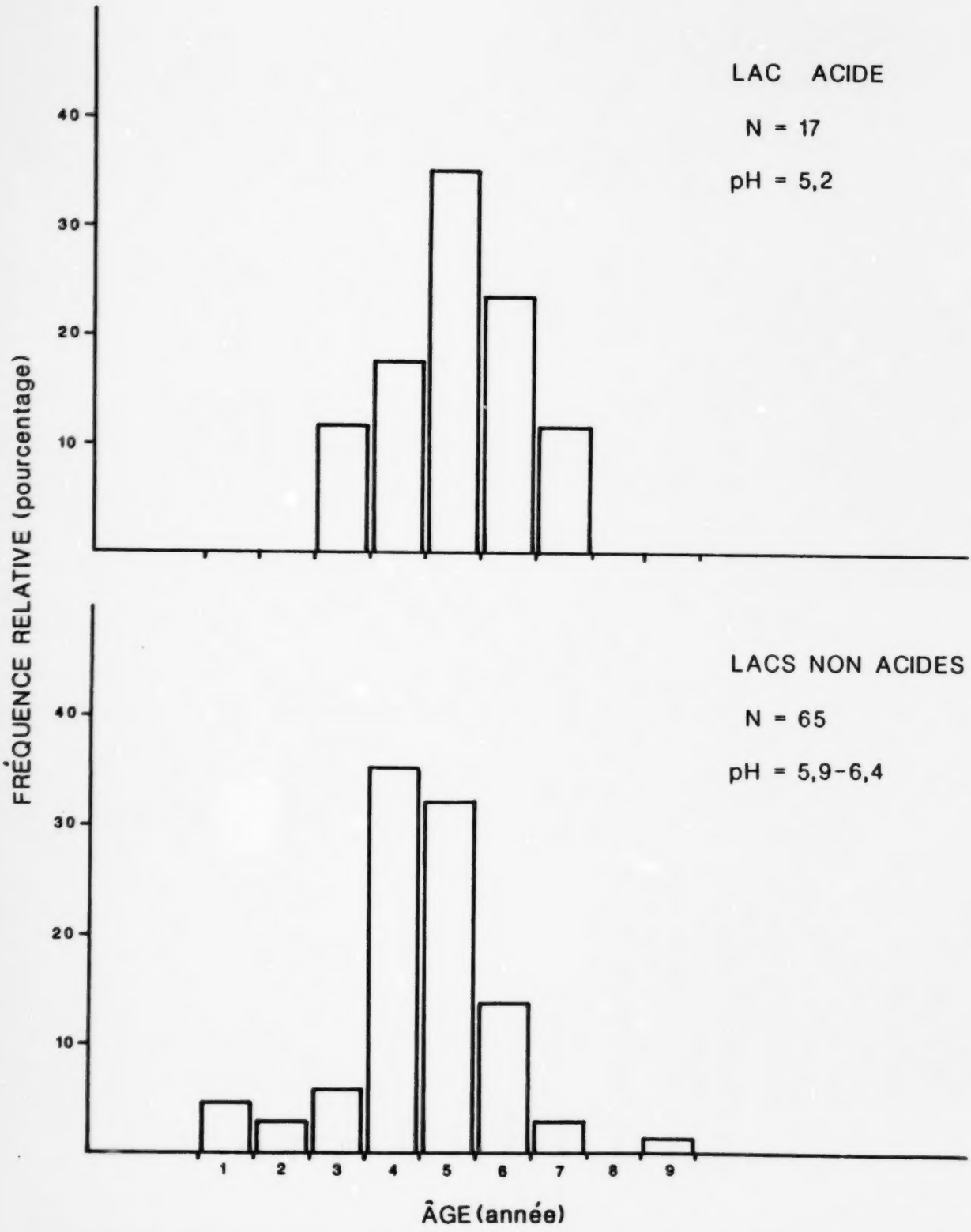


FIG. III.7 Distribution de fréquence d'âge du grand brochet capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue.

les perchaudes dont l'âge est supérieur à six ans regroupent respectivement 0,6 pour cent et 11,8 pour cent des captures dans les lacs acides et non acides.

Les meuniers noirs âgés de plus de six ans sont absents du seul lac acide où ils furent rencontrés alors qu'ils constituent 11,6 pour cent de leurs congénères des lacs non acides.

Bien que le brochet (Fig. III.7) ne présente pas de différences significatives (chi carré de Wilks, $p > 0,05$) dans sa structure d'âge en fonction de l'acidité, aucun des 17 individus prélevés dans le lac acide n'était âgé d'un ou deux ans. Cependant, étant donné le faible nombre de captures effectuées, il serait prématuré de conclure à un échec de recrutement étant donné la faible représentativité de la structure d'âge résultante mais l'hypothèse demeure néanmoins fort acceptable.

Un des effets les plus marquants de l'acidification des lacs et des rivières est probablement l'altération de la structure d'âge (Harvey, 1982). L'absence des jeunes classes a été observée chez la perchaude (Rosseland et al., 1980; Ryan et Harvey, 1980), le meunier noir (Harvey, 1980), le brochet (Hultberg et Stensen, 1970) et le crapet de roche (Ryan et Harvey, 1977). Un échec au niveau du recrutement peut être occasionné par la plus grande sensibilité à l'acidité des jeunes stades de vie (oeufs et larves) en comparaison avec les adultes d'une même espèce (Mount, 1973; Kwain, 1975; Menendez, 1976; McKim, 1977). L'acidité affecte directement la survie des oeufs et des alevins chez plusieurs espèces (Peterson et al., 1982), dont la perchaude (Runn et al., 1977; Rask, 1983), le doré jaune (Stizostedion vitreum) (Hulsman et al., 1983), et la truite grise (Salvelinus namaycush) (Kennedy, 1980), en interférant avec le dépôt du jaune lors de l'oogénèse, en perturbant le processus d'éclosion au niveau des enzymes choriolitique et en induisant des pathologies structurales chez l'embryon. Au niveau de la fécondation, la mobilité des spermatozoïdes du

brochet se trouve réduite à un pH inférieur à 5,4 (Duplinsky, 1982). L'acidité du milieu au cours de la fécondation influence également la survie embryonnaire chez la carpe commune (Cyprinus carpio) (Roubaux et al., 1984). Il a de plus été observé chez le meunier noir une incapacité des femelles à relâcher leurs oeufs à des pH de 5,0 (Beamish et al., 1975; Beamish, 1976). Toutefois, l'absence de classes d'âge plus avancées a aussi été observée chez le meunier noir (Harvey, 1982) ainsi que chez la truite brune (Salmo trutta) (Rosseland et al., 1930). Une mortalité reliée à la maturation sexuelle serait à l'origine de ce phénomène.

L'absence de certaines classes d'âge chez les populations de perchaude, de meunier noir et de grand brochet dans les lacs acides du Témiscamingue confirme donc les résultats obtenus en Ontario et en Scandinavie en relation avec l'acidité du milieu.

Cette altération de la structure d'âge des poissons est un indice de l'influence directe de l'acidité sur la démographie des populations. Or, les effets indirects de l'acidification des eaux de surface apparaissent également très importants. En effet, l'appauvrissement de la diversité spécifique et de la biomasse ichtyologique en milieu acide, n'est pas sans entraîner des modifications importantes sur la niche occupée par certaines espèces dans l'écosystème. Aussi certains prédateurs tels la perchaude et le brochet, rencontrés en sympatrie dans les lacs non acides, se retrouvent en allopatrie dans les lacs acides. L'absence de proie dans la majorité de ces lacs peut donc agir comme facteur limitant au niveau de l'alimentation des espèces et augmenter l'incidence d'interactions intraspécifiques comme la compétition ou la prédation (MacLean et Magnuson, 1977).

Le cannibalisme se produit fréquemment chez la perchaude et peut même devenir la source d'alimentation principale si les conditions alimentaires sont inadéquates (Colette et al., 1977). Des modifications importantes ont été observées à l'intérieur de la structure de ces po-

pulations où le cannibalisme était responsable de la disparition des jeunes classes d'âge en relation avec l'augmentation des individus plus âgés (Popova et Sytina, 1977; Holčík, 1977).

Le grand brochet exercera aussi le cannibalisme chez ses jeunes et ses oeufs (Scott et Crossman, 1973) dont l'intensité variera selon la structure de la population (Mongeau, 1960). En effet, il a été observé chez une population allopatrique de grand brochet que l'abondance des jeunes était contrôlée par les plus vieux individus (Mongeau, 1960).

L'ampleur de ce phénomène lié indirectement à l'acidité constitue donc donc un stress additionnel potentiel sur la structure démographique de ces populations. Le cannibalisme pourrait alors opérer de façon synergique à l'acidité et altérer considérablement la structure d'âge de ces populations jusqu'à contribuer à leur déclin.

3.3.2 STRUCTURE DE TAILLE

La distribution de fréquence de taille de la perchaude (Fig. III.8) et du meunier noir (Fig. III.9) révèle que les individus dont la longueur est égale ou supérieure à respectivement 17 et 18 centimètres sont deux fois moins nombreux dans les lacs acides que dans les lacs non acides (G^2 de Wilks, $p < 0,001$). Quant au grand brochet (Fig. III.10), la même analyse démontre l'absence significative (G^2 de Wilks, $p < 0,001$) des individus inférieurs à 38 centimètres et supérieurs à 58 centimètres en milieu acide comparativement aux autres lacs.

Pour chacune de ces espèces, la faible représentativité des spécimens de grande taille en lacs acides par rapport aux lacs non acides peut s'expliquer selon (1) l'exploitation, (2) la mortalité faisant intervenir la taille et (3) la croissance.

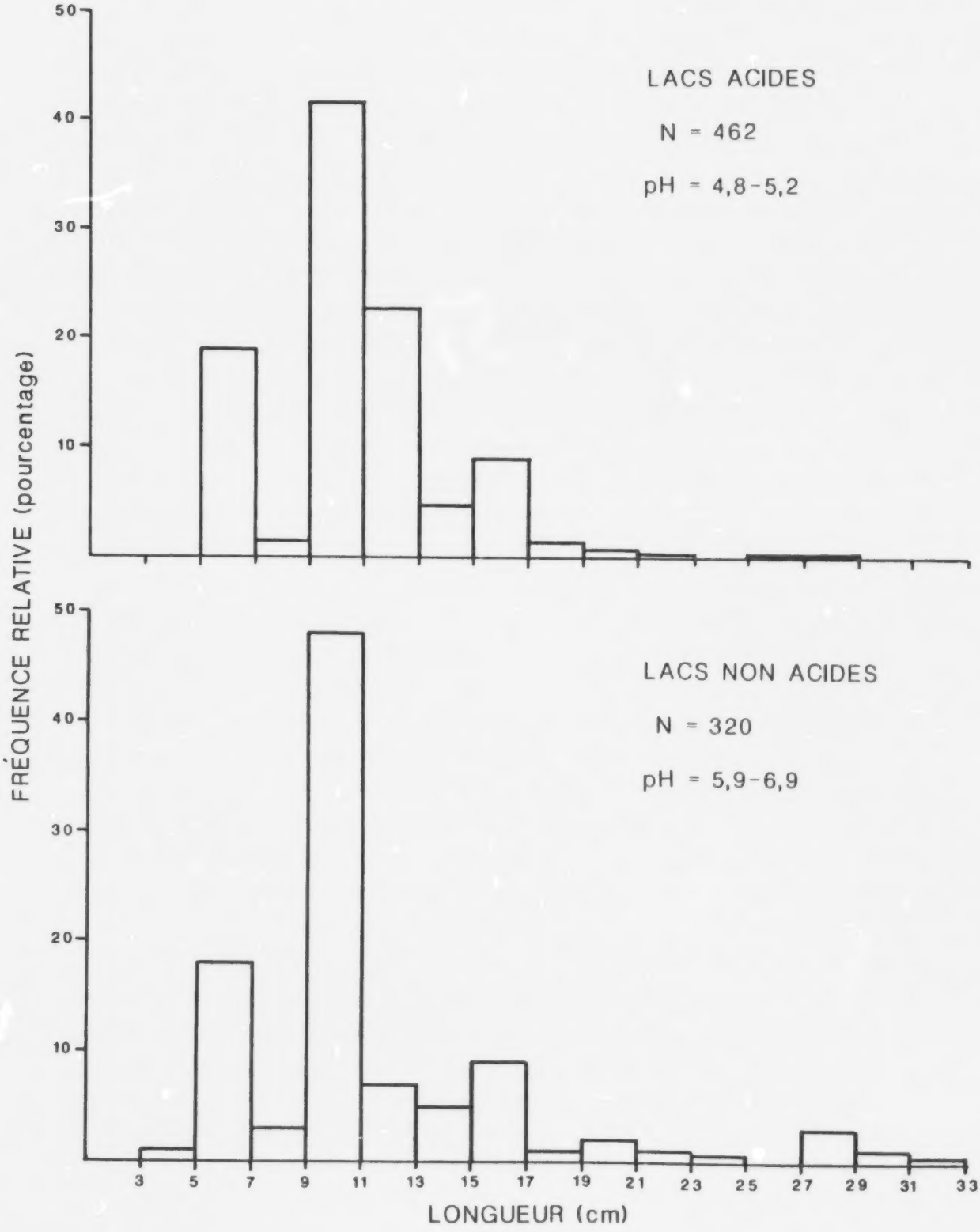


FIG. III.8 Distribution de fréquence de taille de la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue.

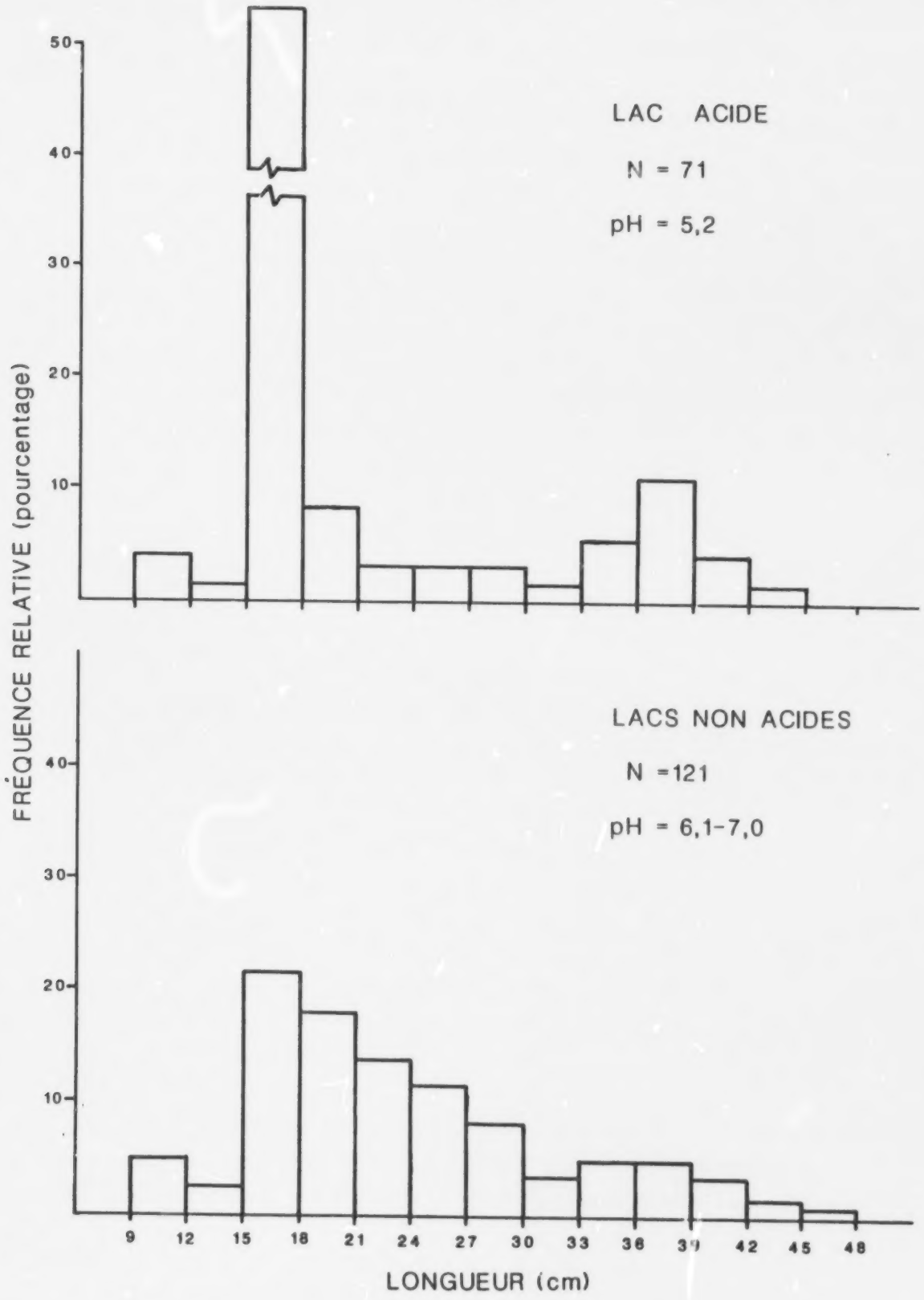


FIG. III.9 Distribution de fréquence de taille du meunier noir capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue.

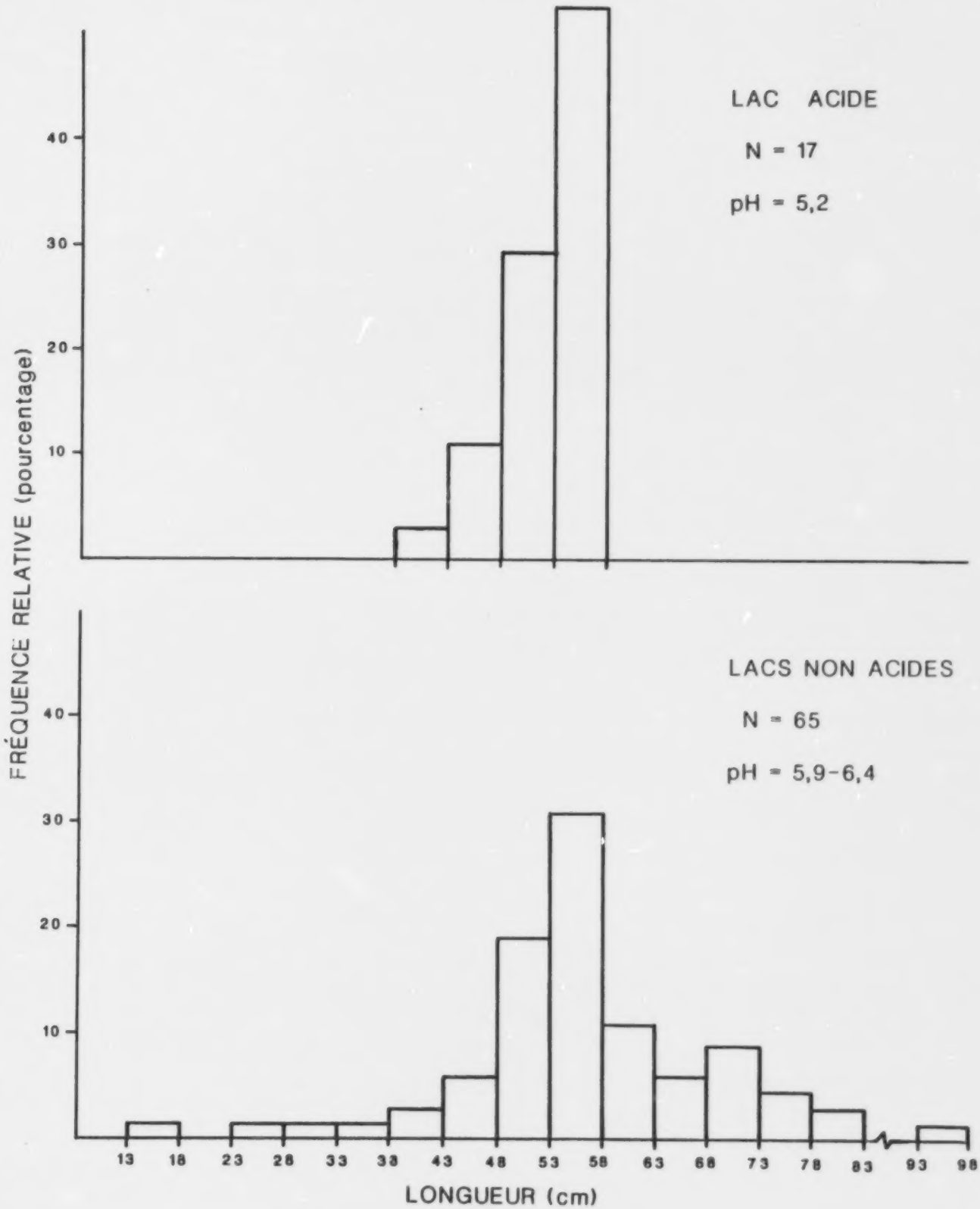


FIG. III.10 Distribution de fréquence de taille du grand brochet capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue.

L'effet de l'exploitation sur la structure de taille tel que discuté par Richard (1985) ne peut être invoqué pour expliquer les différences de distribution observées chez ces populations, puisque les lacs étudiés sont tous inexploités. En effet, chez les populations exploitées à leur optimum, les individus de grande taille sont les premiers sélectionnés par la pêche (Hazel et Fortin, 1985).

Une forte mortalité chez les poissons de petite taille peut expliquer la faible représentativité des individus plus gros. Les structures de taille différentielle rencontrées chez les trois espèces en fonction de l'acidité peuvent résulter d'une plus grande susceptibilité des poissons de petite taille aux effets toxiques de l'acidification. En effet, la taille (correlée à l'âge) semble attribuer une résistance accrue aux poissons exposés à l'acidité (Robinson et al., 1976; Swarts et al., 1978). Les petits individus ont une plus grande surface de contact au niveau des branchies (sur une base équivalente de poids) (Robinson et al., 1976) et un nombre plus grand de lamelles secondaires par millimètre de filament (Muir, 1969), ce qui leur confère une plus grande capacité d'absorption et une résistance plus faible aux effets toxiques associés à l'acidité. Selon Frenette et Dodson (1984), ce facteur serait un des éléments responsables de la mortalité sélective des petits individus d'une même classe d'âge, ainsi que des faibles taux de survie observés chez les individus de petite taille (13-25 centimètres) d'une population d'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) d'un lac acide situé à proximité de la réserve des Laurentides. La faible abondance des poissons supérieurs à 25 centimètres était attribuée à cette grande mortalité des individus mesurant de 13 à 25 centimètres.

Une croissance différentielle reliée à l'acidité s'avère une autre hypothèse pouvant expliciter la structure de taille observée. Cet aspect de la question sera abordé à la prochaine section.

3.3.3 CROISSANCE

L'analyse des pentes des courbes de croissance de la perchaude (Fig. III.11) et du grand brochet (Fig. III.12), révèle que les poissons des lacs acides croissent plus lentement que ceux des autres lacs (analyse de covariance, $p < 0,001$). Chez le meunier noir (Fig. III.13), on observe cependant la situation inverse. Les poissons du lac acide ont une meilleure croissance (analyse de covariance, $p < 0,001$).

La diminution de croissance observée chez la perchaude et le grand brochet en milieu acide confirme d'autres études réalisées chez les espèces ichtyophages en relation avec l'acidité. Ryan et Harvey (1980) ont en effet démontré que dans les lacs acides, la croissance des perchaudes d'un à trois ans augmentait tandis que celle des individus de quatre à neuf ans diminuait, en comparaison avec les lacs non acides. Ils attribuèrent ce phénomène à un changement de régime alimentaire relié à l'acidification du milieu. Or, comme la perchaude devient piscivore à trois ou quatre ans (Scott et Crossman, 1973; Thorpe, 1977), le nombre de proies risque de devenir limitant de façon concommitante avec la réduction de la diversité et de la biomasse ichtyologique des lacs acides. En conséquence, la disparition des proies ichtyologiques et l'alimentation en invertébrés qui en résulterait, pourront entraîner une croissance réduite de cette espèce (Popova et Sytina, 1977; Thorpe, 1977) possiblement accentuée par l'augmentation des coûts métaboliques directement liés à l'acidité (Ryan et Harvey, 1980). De façon similaire, Hultberg et Stenson (1970) ont observé une diminution de croissance chez le grand brochet d'un lac acide à la suite d'une diète en invertébrés en réponse à la disparition des proies ichtyologiques. Une constatation analogue a été faite en milieu non acide où une population allopatrique de grand brochet montrait un ralentissement de croissance des individus âgés de quatre ans et plus dans un lac du parc du Mont-Tremblant (Mongeau, 1960). En effet, la diète en invertébrés

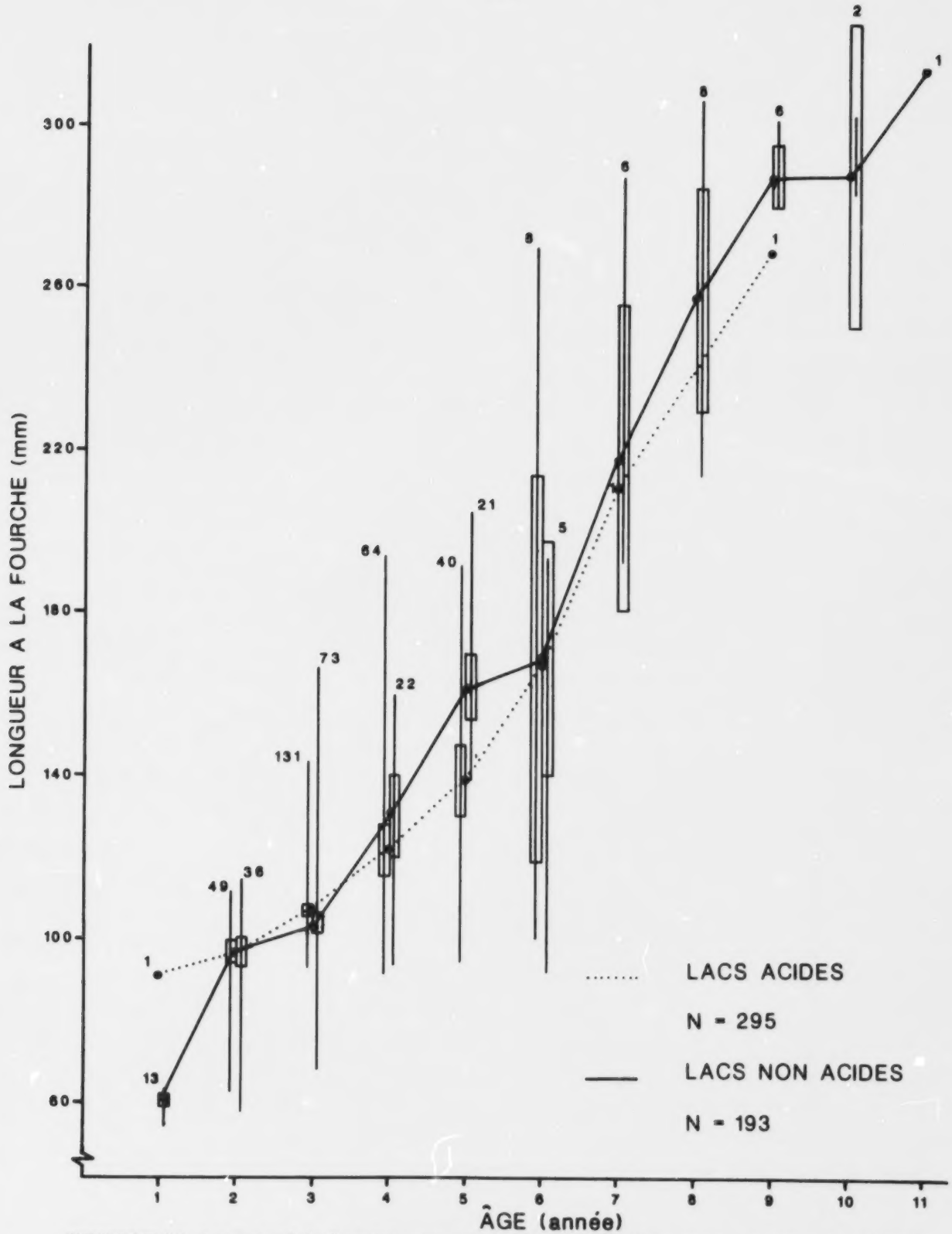


FIGURE III.11 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue. Les points représentent les moyennes, les rectangles délimitent les intervalles de confiance à 95 pour cent, et les lignes verticales illustrent les valeurs extrêmes .Les chiffres indiquent le nombre de poissons étudiés.

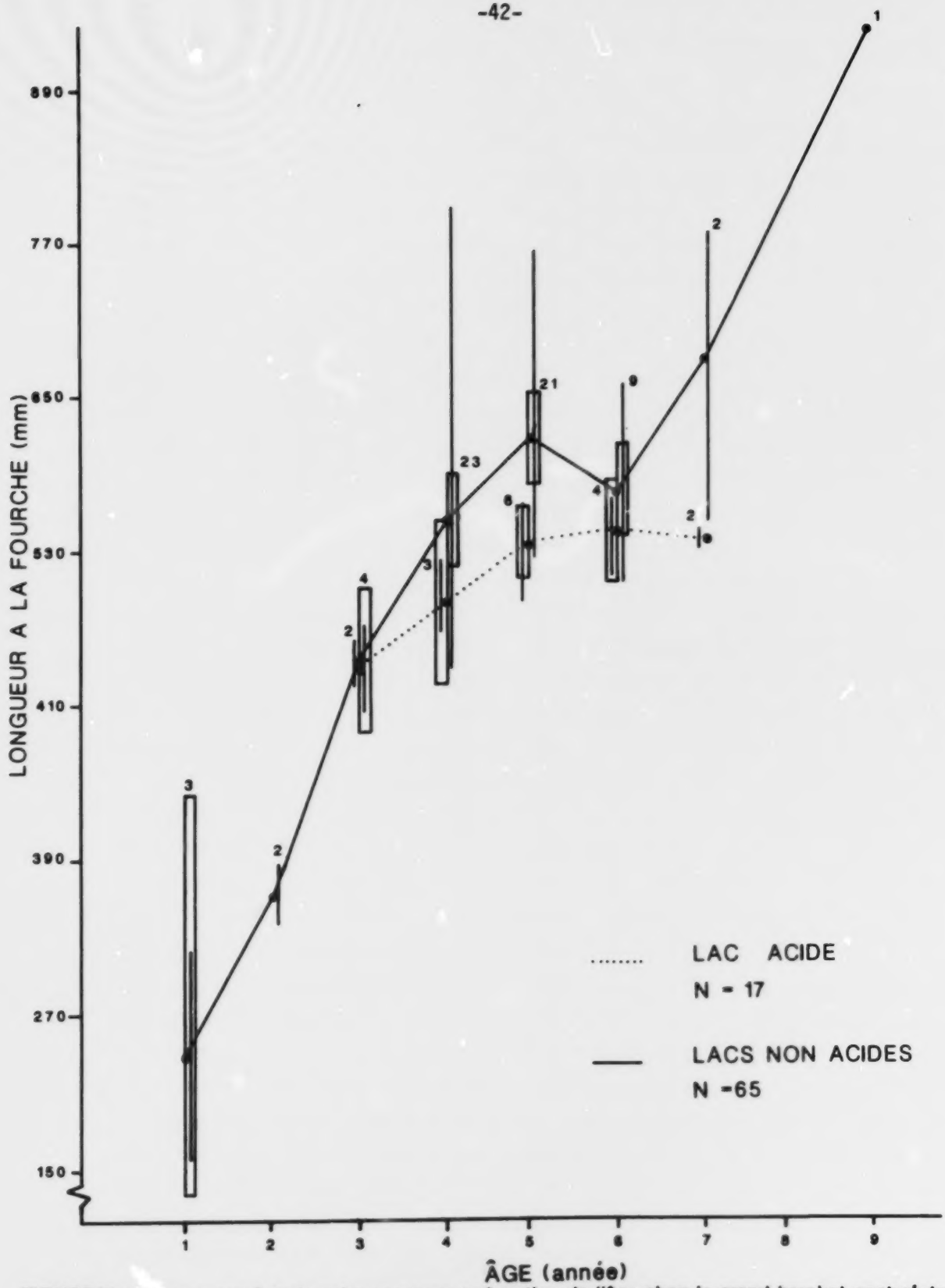


FIGURE III.12 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez le grand brochet capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue. Les points représentent les moyennes, les rectangles délimitent les intervalles de confiance à 95 pour cent, et les lignes verticales illustrent les valeurs extrêmes. Les chiffres indiquent le nombre de poissons étudiés.

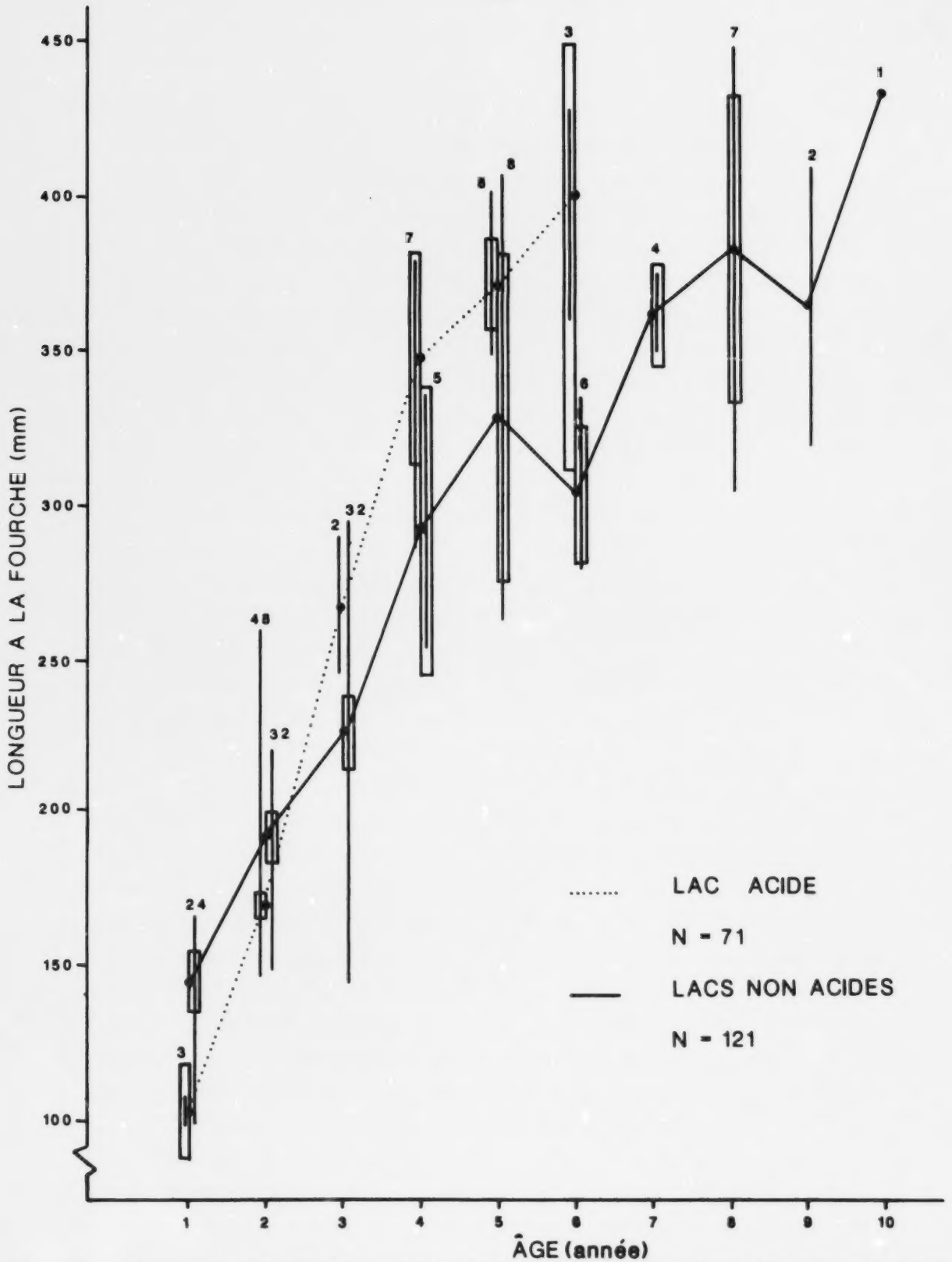


FIGURE III.13 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez le meunier noir capturé dans un lac acide et cinq lacs non acides du Témiscamingue. Les points représentent les moyennes, les rectangles délimitent les intervalles de confiance à 95 pour cent, et les lignes verticales illustrent les valeurs extrêmes. Les chiffres indiquent le nombre de poissons étudiés.

(si on exclut quelques congénères) devenait insuffisante pour combler leur dépense énergétique.

La meilleure croissance observée chez le meunier noir en milieu acide corrobore plusieurs études réalisées sur d'autres espèces non piscivores décrites dans Ryan et Harvey (1980). Cette croissance accrue chez plusieurs espèces de poissons dans les lacs acides peut être attribuée à une plus grande disponibilité alimentaire à la suite d'une baisse de densité diminuant la compétition intra ou interspécifique (Harvey, 1982). Cette hypothèse est remise en question dans Frenette et Dodson (1984), où il y est mentionné que la relation entre une plus grande disponibilité alimentaire et un taux de croissance accru doit faire intervenir les besoins métaboliques de base du poisson et la capacité potentielle de croissance (sous l'influence de l'hormone de croissance) lesquels définissent les limites de la ration alimentaire volontaire et de ce fait le taux de croissance (Brett, 1979). De plus, des interactions biotiques telle la compétition entre le meunier noir et la perchaude (MacLean et Magnuson, 1977) ne peuvent être retenues pour expliquer ces différences de croissance, cette association étant également rencontrée dans les milieux acides et non acides.

Plusieurs études ont aussi démontré des réponses différentielles à la fois inter et intraspécifiques tel que revu par Harvey (1982). En effet, une étude réalisée de 1967 à 1973 dans le lac George en Ontario, a mis en évidence une baisse de croissance chez le meunier noir parallèlement à la réduction de la biomasse ichtyologique en réponse à l'acidification du milieu (Beamish et al., 1975). Cependant, la croissance de cette même population s'est accrue en 1978-1979 (Harvey, 1982). Dans le lac Lumsden en Ontario, une baisse de croissance a aussi été observée chez le meunier noir, avant l'extinction de la population. Toutefois, cette diminution de croissance n'était pas reliée à un manque de nourriture causé par un abaissement de pH (Beamish, 1974). Ainsi, d'autres facteurs autres que la ration alimentaire peuvent expliquer ces différences de croissance. En effet, Frenette et Dodson

(1984) ont mis en évidence une mortalité plus élevée chez les ombles de fontaine de petite taille des classes d'âge un à cinq dans un lac acide, le lac Tantaré situé près de la réserve des Laurentides. Cette mortalité sélective implique une longueur moyenne à l'âge plus élevée des survivants, puisque les individus qui survivent sont ceux qui croissent le plus rapidement à l'intérieur d'une classe d'âge, ce qui a pour effet d'augmenter la croissance de la population.

La connaissance des mécanismes responsables de ces altérations de la croissance en milieu acide nécessite donc de plus amples recherches.

3.3.4 CONDITION

La comparaison des pentes de la relation poids-longueur (Fig. III.14) indique que la perchaude des lacs acides est en moins bonne condition comparativement à celle des lacs non acides (analyse de covariance, $p < 0,001$). Cependant, la même analyse révèle que la faible condition du brochet ainsi que la condition plus élevée du meunier noir des lacs acides n'est pas significativement différente des lacs non acides (analyse de covariance $p > 0,05$).

Cette mauvaise condition de la perchaude en lacs acides va à l'encontre de ce qui a été observé chez d'autres espèces ichtyophages. En effet, Ryan et Harvey (données non publiées, citées par Harvey, 1982) ont observé un accroissement de la condition de la perchaude à des pH inférieurs à 5,0 comparativement à des lacs de pH 5,3 et 5,4. Toutefois, cette étude ne discute pas le type de structure de communauté concernée et conséquemment des interactions biotiques possibles. Les lacs étudiés pouvaient contenir jusqu'à huit espèces (Harvey, 1975).

Un accroissement de la condition chez la truite brune a aussi été observé dans trois lacs acides de Norvège parmi les individus supérieurs à 20 centimètres, (Rosseland et al., 1980).

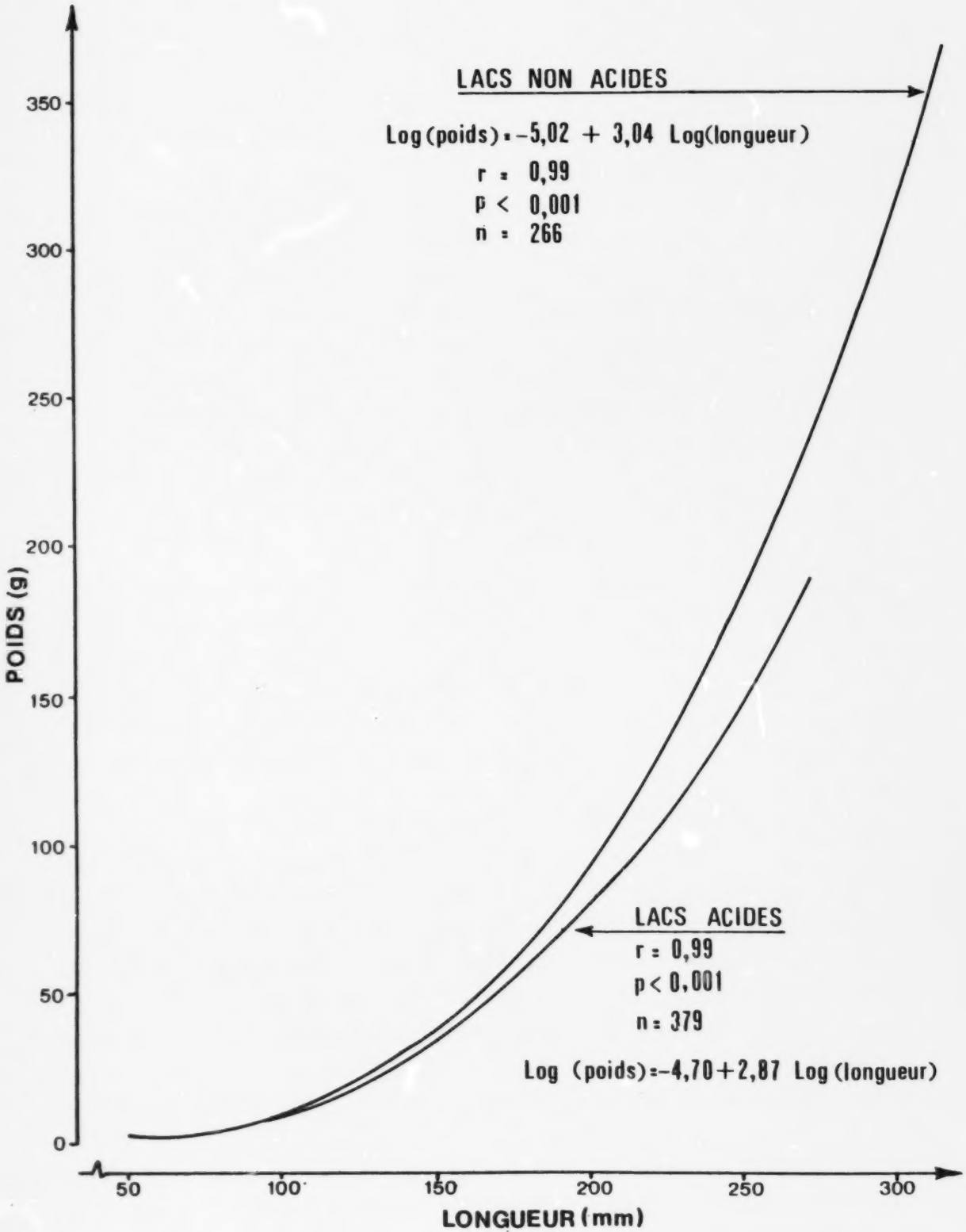


FIG. III.14 Relation du poids en fonction de la longueur chez la perchaude capturée dans quatre lacs acides et sept lacs non acides du Témiscamingue.

De façon similaire, la même relation existe chez d'autres espèces non piscivores tels le meunier noir (Harvey, 1982) et l'omble de fontaine (Light, 1983; Moreau et al., 1984; Richard, 1985).

Comme pour la croissance, on invoque la plus grande disponibilité alimentaire à la suite d'une baisse de densité pour expliquer la meilleure condition des poissons (Light, 1983). Cependant, puisqu'un changement dans la condition des poissons peut agir indépendemment de la croissance en réponse au stress acide (Rosseland et al., 1980; Harvey, 1982; Light, 1983; Frenette et al., 1985), la baisse de densité ne peut être le seul élément explicatif et de la croissance et de la condition des poissons. L'absence de concordance statistique de ces deux facteurs chez le brochet et le meunier noir en fait preuve.

Bien que la disponibilité alimentaire n'apparaisse pas le seul facteur responsable de la mauvaise condition de la perchaude en milieu acide, la carence de proies ichtyologiques constitue un effet indirect de l'acidification pouvant entraîner par le biais des modifications de la chaîne alimentaire, des répercussions importantes sur l'apport énergétique des poissons et ainsi de la croissance et de la condition.

L'étude approfondie des mécanismes impliqués dans la croissance et la condition des poissons en milieu acide s'avère donc d'une grande nécessité.

CHAPITRE IV

CONCLUSION GÉNÉRALE

La comparaison des caractéristiques des populations ichtyologiques de 17 lacs de la région du Témiscamingue a permis de mettre en évidence des altérations considérables reliées à l'acidité au sein de la structure des communautés constituantes, et de la structure démographique des populations de perchaude, de grand brochet et de meunier noir.

L'analyse de la diversité spécifique révèle que dans les lacs acides ($4,8 \leq pH \leq 5,2$) le nombre d'espèces rencontrées est plus de deux fois inférieur à celui des lacs non acides ($5,9 \leq pH \leq 7,0$).

Pour l'ensemble des huit lacs acides, deux lacs sont sans poisson (pH 4,8 et 5,0). Un de ces lacs abritait une population de grand brochet en 1979.

La distribution des espèces ichtyologiques dans les lacs de la région semble refléter des différences interspécifiques considérables au niveau de la tolérance à l'acidité. Les cyprinidés, à l'exception de la ouitouche, et les raseux de terre sont très abondants dans les lacs non acides ($5,9 \leq pH \leq 7,0$) mais sont absents dans les lacs acides ($4,8 \leq pH \leq 5,2$). Le meunier noir et le grand brochet sont représentés cinq fois moins souvent dans les lacs acides que dans les lacs non acides. La perchaude est la plus fréquemment rencontrée dans les lacs acides.

L'évaluation de la biomasse totale par unité d'effort des différentes espèces ichtyologiques démontre que les lacs acides supportent en moyenne 2,6 fois moins de poissons que les lacs non acides. L'absence de relation des prises par unité d'effort d'une espèce au pH lacustre, vient souligner l'ambiguité reliée à l'utilisation de la

densité comme mesure de stress des populations ichtyologiques multispécifiques en milieu acide. La mesure de la biomasse totale de poissons s'avère donc une solution alternative à la densité comme indicateur démographique de stress acide dans les communautés ichtyologiques.

Après avoir considéré l'importance des facteurs physiques et chimiques, des interactions biotiques potentielles, des différences interspécifiques de distribution en fonction du pH ainsi que de la colonisation, l'acidité apparaît le facteur responsable de la faible diversité spécifique et de la baisse de la biomasse ichtyologique observées en milieu acide.

L'examen des structures démographiques des populations de perchaude, grand brochet et meunier noir vient souligner le fait qu'en milieu acide la présence d'une espèce ne signifie pas pour autant qu'elle rencontre les conditions optimums à sa survie:

- l'analyse des structures d'âge de ces poissons en milieu acide révèle une faible représentativité des jeunes classes d'âge chez la perchaude, et l'absence totale de ces mêmes classes chez le brochet. Un échec de recrutement pourrait être à l'origine de ce phénomène. Les vieux individus des trois espèces sont moins âgés dans les lacs acides et aussi moins abondants comparativement à ceux des lacs non acides. L'altération de la structure d'âge est reconnue comme un des effets les plus marquants de l'acidification du milieu;

- pour chacune des trois espèces, les spécimens de grande taille sont moins nombreux dans les lacs acides comparativement aux lacs non acides. Une mortalité faisant intervenir la taille ainsi qu'une croissance différentielle reliées à l'acidité peuvent expliquer cet état de fait;

- la perchaude et le grand brochet croissent plus lentement dans les lacs acides que dans les lacs non acides. Un changement de régime alimentaire et l'augmentation des coûts métaboliques en relation avec l'acidité du milieu sont retenus comme hypothèses explicatives. Cependant, chez le meunier noir, les poissons des lacs acides ont une meilleure croissance. Ceci peut être attribué à l'augmentation de la disponibilité alimentaire mais d'autres facteurs telle la mortalité sélective doivent être pris en considération;

- la perchaude des lacs acides est en mauvaise condition comparativement à celle des lacs non acides. Bien que non différentes statistiquement, la faible condition des grands brochets et la meilleure condition des meuniers noirs des lacs acides vont dans le même sens que les observations réalisées au niveau de la croissance de ces trois espèces en relation avec l'acidité.

Les effets toxiques de l'acidité peuvent donc affecter directement la survie du poisson comme le démontre la faible diversité et la biomasse appauvrie des communautés ichtyologiques des lacs acides et se faire sentir indirectement par les modifications de la chaîne alimentaire et des niches écologiques des populations ichtyologiques résultantes. Ces modifications pourront s'exprimer par la disparition éventuelle de proies ichtyologiques pour les prédateurs, ce qui risque d'augmenter l'incidence de cannibalisme comme chez la perchaude et le grand brochet et ainsi contribuer à l'échec de leur reproduction. De plus, la disparition de proies ichtyologiques est susceptible d'entraîner des répercussions importantes au niveau de l'apport énergétique et ainsi provoquer une diminution de croissance et une faible condition telles que démontrées chez la perchaude et le grand brochet des lacs acides.

De tels changements observés dans la structure de ces populations sont susceptibles de diminuer considérablement leurs chances de survie.

CHAPITRE V

RECOMMANDATIONS

Au terme de cette étude, la mesure de la biomasse totale par unité d'effort apparaît être un indice démographique facile d'application dans l'évaluation du stress acide infligé aux communautés ichtyologiques. Compte tenu de la baisse de la biomasse mise en évidence dans les lacs acides, il serait souhaitable de considérer l'influence de l'acidité dans l'élaboration des critères de gestion de la faune ichtyologique des divers plans d'eau. Une étude de productivité serait donc nécessaire.

La mise en évidence des effets de l'acidité sur la faune ichtyologique du Québec nécessite d'aborder le problème selon deux grandes approches:

- la première approche en est une dite spatiale et représente celle utilisée dans cette étude. Elle mérite d'être maintenue en termes de diversité spécifique et de biomasse au sein des diverses communautés ichtyologiques. La mesure de la diversité spécifique définit le nombre d'espèces touchées par l'acidification alors que la biomasse détermine la quantité totale de poissons en poids (indépendamment du nombre d'espèces) que l'on retrouve dans le milieu. La densité demeure néanmoins très pertinente dans l'étude des populations allopatriques. Il importe aussi de définir la distribution des différentes espèces de poisson en fonction du pH afin d'établir les niveaux de tolérance à l'acidité pour chacune des espèces ichtyologiques du Québec.

  Une telle approche pourra être étendue à l'ensemble du territoire québécois acidifié et ainsi permettre de quantifier

par une sélection appropriée de lacs, dans quelle mesure la ressource ichtyologique en présence est affectée;

- la seconde approche en est une dite temporelle et fait appel à l'étude de la dynamique des populations. Cette approche permettra de suivre l'évolution des populations dans le temps en relation avec l'acidité. Il sera ainsi possible d'évaluer les modifications induites par l'acidité au sein d'une communauté ichtyologique et d'en mesurer les conséquences sur la structure des populations présentes. Il importe de mieux comprendre les répercussions d'un changement dans la chaîne alimentaire en termes d'apport énergétique au sein de chacune des populations. Une analyse de la dynamique des populations dans le cadre d'un suivi temporel permettra de cerner davantage les mécanismes impliqués et d'apporter une démonstration quant à l'impact réel de l'acidité sur la survie des populations ichtyologiques.

BIBLIOGRAPHIE

ADAMS, G.F., and C.H. OLVER, 1977. "Yield properties and structure of boreal percid communities in Ontario", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1613-1625.

BAGENAL, T.B., and E. BRAUM, 1978. Eggs and early life history, dans Ecology of freshwater fish production, S.D. Gerking [ed.] John Wiley and Sons, New York and Toronto, 165-201.

BAKER, J.P., 1982. Effects on fish of metals associated with acidification, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern Division, American Fisheries Society, Bethesda, MD, 167-176.

BAKER, J., and C. SCHOFIELD, 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality, dans Drablos and Tollan [ed.], 292-293.

BARBOUR, C.D., and H.H. BROWN, 1974. "Fish species diversity in lakes", dans Am. Nat., 108: 473-489.

BEAMISH, R.J., 1974. "Loss of fish population from unexploited remote lakes in Ontario, Canada, as a consequence of atmospheric fallout of acid", dans Water Res., 8:85-95.

BEAMISH, R.J., 1976. "Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes", dans Water Air Soil Pollut., 6: 501-514.

BEAMISH, R., W. LOCKHART, J. VAN LOON, and H. HARVEY, 1975. "Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes", dans Ambio, 4: 98-102.

BREDER, C.M., 1960. "Design for a fry trap", dans Zoologica, N.Y., 45:155-159. (cité dans Bagenal and Braum, 1978).

BRETT, J.R., 1979. Environmental factors and growth, dans Fish physiology, Vol. 8, Bioenergetics and growth, W.S. Hoar, D.J. Randall, and J.A. Brett [ed.], Academic Press, New York, NY. 786,599-677.

COLLETTE, B.B., M.A. ALI, K.E.F. HOKANSON, M. NAGIEC, S.A. SMIRNOV, J.E. THORPE, A.H. WEATHERLEY, and J. WILLEMSEN, 1977. "Biology of the percids", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1890-1899.

CONROY, N., and W. KELLER, 1976. "Geological factors affecting biological activity in precambrian shield lakes", dans Canadian Mineralogist, 14:62-72.

CRONAN, C.S., and C.L. SCHOFFIELD, 1979. "Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high elevation watersheds in the northeast", dans Science (Wash, DC), 204:304-306.

DAJOZ, R., 1982. Précis d'écologie, Gauthier-Villars, Bordas, Paris, 503 p.

DRABLOS, D., and A. TOLLAN, editors, 1980. Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, dans Acid precipitation - Effects on forest and fish project, Aas, Norway.

DRISCOLL, C., 1980. Chemical characterization of some dilute acidified lakes and streams in the Adirondack Region of New York State, PH. D. Thesis, Cornell University, Ithaca, N.Y. 309 p. (Cité dans Baker, 1982).

DRISCOLL, C., J. BAKER, J. BISOGNI, and C. SCHOFIELD, 1980. "Effects of aluminium speciation on fish in dilute, acidified waters", dans Nature (London), 284:161-164.

DUPLINSKY, P.D., 1982. "Sperm motility of northern pike and chain pickerel at various pH values", dans Trans. Am. Fish. Soc., 111:768-771.

DUPONT, J., 1984. Nature et étendue de l'acidification de 64 lacs de la région de Rouyn-Noranda, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, publication No PA-9, Envirodoq no 840216, 127 p.

DUPONT, J., et Y. GRIMARD, 1985. Étude systématique de l'acidité des lacs du Québec, dans "Communications présentées par le ministère de l'Environnement du Québec au Symposium international sur les précipitations acides: Muskoka '85", ministère de l'Environnement du Québec, Direction des relevés aquatiques, rapport PA-20, Envirodoq no 850745, 15 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, 1980. Inventaire national des sources naturelles et des émissions de composés de soufre, Direction générale de l'assainissement de l'air, Service de la protection de l'environnement, rapport EPS-3-AP-79-2F, 80 p.

ÉVALUATION DES IMPACTS. GROUPE DE TRAVAIL 1, 1983. États-unis-Canada, Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière, Rapport final, février 1983.

FARMER, G.V., T.R. GOFF, D. ASHFIELD, and H.S. SAMANT, 1980. Some effects of the acidification of Atlantic salmon rivers in Nova Scotia, dans Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 972:13 p.

FRENETTE, J.-J., 1986. Étude du niveau d'acidité de 39 lacs du Témiscamingue, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication no PA-24, Envirodoq no 86051, 80 pages.

FRENETTE, J.-J., and J.J. DODSON, 1984. "Brook trout (Salvelinus fontinalis) population structure in acidified Lac Tantaré, Québec", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41:865-877.

FRENETTE, J.J., Y. RICHARD, et G. MOREAU, 1985. Effets de l'acidité des lacs du Québec sur la faune ichtyologique: une revue, dans "Communications présentées par le ministère de l'Environnement du Québec au Symposium international sur les précipitations acides: Muskoka '85", ministère de l'Environnement du Québec, Direction des relevés aquatiques, rapport PA-20, Envirodoq no 850745, 30 pages.

GASCON, D., and W.C. LEGGETT, 1977. "Distribution, abundance, and resource utilization of littoral zone fishes in response to a nutrient/production gradient in Lake Memphrémagog", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1105-1117.

GRAHN, O., 1980. Fish kill in two moderately acid lakes due to high aluminum concentration, dans Drablos et Tolan [ed.], 310-311.

GRANDTNER, M.M., 1966. La végétation forestière du Québec méridional, Les presses de l'université Laval, Québec, 216 p.

GREEN, R.H., 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists, John Wiley and Sons [ed.], New York, N.Y., 257 p.

GRIMARD, Y., 1984. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1981-1982-1983, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, rapport PA-11, Envirodoq 840595, 163 pages.

HAINES, T.A., 1981. "Acid precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review", dans Trans. Am. Fish. Soc., 110: 669-707.

HANSON, J.M., and W.C. LEGGETT, 1982. "Empirical prediction of fish biomass and yield", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39:257-263.

HANSON, J.M., and W.C. LEGGETT, 1985. "Experimental and field evidence for inter- and intraspecific competition in two freshwater fisher", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:280-286.

HARVEY, H.H., 1975. "Fish population in a large group of acidified stressed lakes", dans Verh. Internat. Verein. Limnol., 19:2406-2417.

HARVEY, H.H., 1978. "The fish communities of the Manitoulin Island lakes", dans Verh. Int. Ver. Limnol., 20: 2031-2038.

HARVEY, H.H., 1980. "Wildespread and diverse changes in the biota for North American lakes and rivers coincident with acidification", dans Drablos and Tollan, 1980 [ed.], 93-98.

HARVEY, H.H., 1981. "Fish communities of the lakes of the Bruce Peninsula", dans Verh. Internat. Verein. Limnol., 21:1222-1230.

HARVEY, H.H., 1982. Population responses of fishes in acidified waters, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern division, dans American Fisheries Society, Bethesda, MD., 227-242.

HARVEY, H.H., and C. LEE, 1982. Historical fisheries changes related to surface water pH changes in Canada, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern Division, dans American Fisheries Society, Bethesda, MD., 45-55.

HAZEL, P-P., et R. FORTIN, 1985. Le doré jaune (Stizostedion vitreum Mitchill) au Québec - Biologie et Gestion, rapport préliminaire publié pour la Direction de la faune aquatique - Service des espèces d'eau fraîche, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 410 p.

HOKANSON, K.E.F., 1977. "Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal cycle", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1524-1550.

HOLČÍK, J., 1977. "Changes in fish community of Klicava reservoir with particular reference to Eurasian perch (Perca fluviatilis)", 1957-72, dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1734-1747.

HOUDE, A., 1978. Atlas climatologique du Québec, température, précipitation, Service de la météorologie, Direction générale des eaux, ministère des Richesses naturelles, Québec, 50 pages.

HULSMAN, P.F., P.M. POWLES, and J.M. GUNN, 1983. "Mortality of walleye eggs and rainbow trout yolk-sac larvae in low pH waters of the La Cloche mountain area Ontario", dans Trans. Am. Fish. Soc., 112: 680-688.

HULTBERG et STENSEN, 1970. "Forsurningens effekter pa fish faunan i tva bohuslanska smasjoar", dans Fauna och Flora, 1:11-19, (cité dans Harvey, 1982).

KELSO, J.R.M., and T.B. BAGENAL, 1977. "Percids in unperturbed ecosystems", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1959-1963.

KENNEDY, L.A., 1980. "Teratogenesis in lake trout (Salvelinus namaycush) in an experimentally acidified lake", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37:2355-2358.

KWAIN, W., 1975. "Effects of temperature on development and survival of rainbow trout, Salmo gairdneri, in acid waters", dans J. Fish. Res. Res. Board Can., 32:493-497.

LEGENDRE, P., and V. LEGENDRE, 1984. "Postglacial dispersal of freshwater fishes in the Québec Peninsula", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41:1781-1802.

LEIVESTAD, H., 1982. Physiological effects of acid on fish, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern Division, American Fisheries Society, Bethesda, MD., 157-164.

LEIVESTAD, H., I.P. MUNIZ, and B.O. ROSSELAND, 1980. Acid stress in trout from a dilute mountain stream, dans Drablos et Tollan [ed.], 318-319.

LIGHT, R.W., 1983. Growth and reproductive ecology of the brook trout, Salvelinus fontinalis, in streams of differing vulnerability to acid atmospheric deposition, Ph. D. thesis, the Pensylvania State University, Ann Arbor, Ml 48106, 198 pp.

MACLEAN, J., and J.J. MAGNUSON, 1977. "Species interactions in percid communities", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1941-1951.

MAGNUSON, J.J., 1976. "Managing with exotics - a game of chance", dans Trans. Am. Fish. Soc., 105:1-9.

MAGNUSON, J.J., J.P. BAKER, and F.J. RAHEL, 1984. "A critical assesment of effects of acidification on fisheries in North America", dans Phil. Trans. R. Soc. Lond., B305: 501-516.

McKIM, J., 1977. "Evaluation of tests with early life history stages of fish for predicting long-term toxicity", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1148-1154.

MENENDEZ, R., 1976. " Chronic effect of reduced pH on brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans J. Fish. Res. Board Can., 33:118-123.

MONGEAU, J.-R., 1960. Croissance du brochet commun, Esox lucius dans deux lacs du parc du Mont-Tremblant province de Québec, Thèse de Doctorat ès sciences, Université de Montréal, 151 p.

MOREAU G., C. BARBEAU, J.J. FRENETTE, F. LÉVESQUE, J. SAINT-ONGE, et M. SIMONEAU, 1984. Influence des précipitations acides sur les populations d'ombles de fontaine (Salvelinus fontinalis) de la réserve des Laurentides, rapport publié pour la Direction générale des inventaires et de la recherche, ministère de l'Environnement du Québec, Publication no. PA-7, Envirodoq No. 8404671, 124 p.

MOUNT, D. I., 1973. "Chronic effect of low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction", dans Water Res., 7: 987-993.

MUIR, B.S., 1969. "Gill dimensions as a function of fish size", dans J. Fish. Res. Board Can., 26:165-170.

MUNIZ, I.P. and H. LEIVESTAD, 1980. Toxics effects of aluminium on the brown trout, Salmo trutta L., dans Drablos and Tollan, pp. 320-321.

NAKASHIMA, B.S., and W.C. LEGGETT, 1975. "Yellow perch (Perca flavescens) biomass responses to different levels of phytoplancton and benthic biomass in Lake Memphrémagog, Québec - Vermont", dans J. Fish. Res. Board Can., 32:1785-1797.

PETERSON, R.H., P.G. DAYE, G.L. LACROIX, and E.T. GARSIDE, 1982. "Reproduction in fish experiencing acid and metal stress", dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern Division, American Fisheries Society, Bethesda, MD, p. 177-196.

PIMM, S.T., 1984. "The complexity and stability of ecosystems", dans Nature, 307 (26):321-326.

POOLE, R.W., 1974. An Introduction to quantitative ecology, McGraw-Hill, New York (cité dans Green, 1979).

POPOVA, O.A., and L.A. SYTINA, 1977. "Food and feeding relations of Eurasian perch Perca fluviatilis, and pikeperch Stizostedion lucioperca in various waters of the U.S.S.R.", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1559-1570.

RAHEL, F.J., and J.J. MAGNUSON, 1983. "Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: inferences for cultural acidification", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 3-9.

RASK, M., 1983. "The effect of low pH on perch, Perca fluviatilis, L. I. Effects of low pH on the development of eggs of perch", dans Ann. Zool. Fennici, 20: 73-76.

REGIER, H.A., and W.L. HARTMAN, 1973. "Lake Erie's fish community: 150 years of cultural stresses", dans Science (Washington D.C.), 180:1248-1255.

RICHARD, Y., 1985. Influence du niveau d'acidité des milieux lacustres sur la faune ichtyologique de la région de Portneuf, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication no PA-15, Envirodoq no 850237, 197 p., 10 annexes.

RICHARD, Y., 1986. Effets de l'acidité sur les populations ichtyologiques de la ZEC des Martres, Charlevoix, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication no. PA-22, (en préparation).

ROBINSON, G.D., W.A. DUNSON, J.W. WRIGHT, and G.E. MAMOLITO, 1976. "Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans J. Fish. Biol. 8: 5-17.

ROSSELAND, B.O., I. SEVALDRUD, D. SVALASTOG, and I.P. MUNIZ, 1980. Studies on freshwater fish populations - effects of acidification on reproduction, population structure, growth and food selection, dans Drablos and Tollan, 336-337.

ROUBAUD, P., CH. GILLET, et R. BILLARD, 1984. "Influence du pH du milieu au cours de la fécondation sur la survie embryonnaire de la carpe commune (Cyprinus carpio)", dans Can. J. Zool., 62:851-861.

RUNN, P., N. JOHANSSON, and G. MILBRINK, 1977. "Some effects of low pH on the hatchability of eggs of perch, Perca fluviatilis L.", dans Zoon, 5: 115-125.

RYAN, P.M., and H.H. HARVEY, 1977. "Growth of the rock bass, Ambloplites rupestris in relation to the morphoedaphic index as an indicator of environmental stress", dans J. Fish. Res. Board Can., 34: 2079-2088.

RYAN, P.M., and H.H. HARVEY, 1980. "Growth responses of yellow perch Perca flavescens (Mitchill) to lakes acidification in the La Cloche Mountains lake of Ontario", dans Environ. Biol. Fish., 5: 97-108.

RYAN, P.M., and H.H. HARVEY, 1981. "Factors accounting for variation in the growth of rock bass (Ambloplites rupestris), and yellow perch (Perca flavescens) in the acidifying La Cloche Mountain lakes of Ontario, Canada", dans Verh. Int. Verein. Limnol., 21:1231-1237.

RYDER, R.A., 1982. "The morphoedaphic Index - Use, abuse, and fundamental concepts", dans Trans. Amer. Fish. Soc., III: 154-164.

RYDER, R.A., S.R. KERR, K.H. LOFTUS, and H.A. REGIER, 1974. "The morphoedaphic index, a fish yield estimator - review and evaluation", dans J. Fish. Res. Board Can., 31:663-688.

RYDER, R.A., and S.R. KERR, 1978. "The adult walleye (Stizostedion V. vitreum) in the Percid community - a niche definition based on feeding behavior and food specificity", dans Am. Fish. Soc. Spec. Publ., 11:39-51. (cité dans Hazel et Fortin, 1985).

RYDER, R.A., S.R. KERR, W.W. TAYLOR, and P.A. LARKIN, 1981. "Community consequences of fish stock diversity", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38:1856-1866.

SCHOFIELD, C.L., 1982. Historical fisheries changes in the United States related to decrease in surface water pH, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern Division, American Fisheries Society, Bethesda, MD., 57-67.

SCHOFIELD, C.L., and J. TROJNAR, 1980. Aluminium Toxicity to brook trout (Salvelinus fontinalis) in acidified waters, dans Polluted rain, T. Y. Turibara; M.W. Miller, and P.E. Morrow, Plenum Press, New York, NY, p.341-366 (cité dans Haines, 1981).

SCOTT, W.B., and E.J. CROSSMAN, 1973. Freshwater fishes of Canada, Fish. Res. Board Can. Bull. 184:966 p.

SEVALDRUD, I.H., I.P. MUNIZ, and S. KALVENES, 1980. Loss of fish population in southern Norway, Dynamics and magnitude of the problem, dans Drablos et tollan [ed.], 350-351.

SHEIDER, W., D. JEFFRIES, and P. DILLON, 1979. "Effects of acidic precipitation on precambrian freshwaters in southern Ontario", dans Journal of Great Lakes Research, 5: 45-51.

SHILTS, W.W., K.D. CARD, W.H. POOLE, and B.V. SANDFORD, 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires, Commission géologique du Canada, étude 81-14, 7 p., 3 cartes.

SOMERS, K.M., and H.H. HARVEY, 1984. "Alteration of fish communities in lakes stressed by acid deposition and heavy metals near Wawa, Ontario", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41:20-29.

SWARTS, F.A., W.A. DUNSON, and J.E. WRIGHT, 1978. "Genetic and environmental factors involved in increased resistance of brook trout to sulfuric acid solutions and mine acid polluted waters", dans Trans. Am. Fish. Soc., 107:651-677.

TALBOT, L., J. DUPONT, J.J. FRENETTE, Y. GRIMARD, G. JACQUES, et Y. RICHARD, 1984. Les précipitations acides au Québec et leurs effets sur le milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, 15 p.

THORPE, J.E., 1977. "Morphology, physiology, behavior, and ecology of Perca fluviatilis L. and P. flavescens Mitchill", dans J. Fish. Res. Board Can., 34:1504-1514.

TREMBLAY, G., 1974. Géologie du Quaternaire, région de Rouyn-Noranda et d'Abitibi, ministère des Richesses naturelles, rapport DP-3206, 87 pages, 12 cartes.

WIENER, J.G., P.J. RAGO, and J.M. EILERS, 1984. Species composition of fish communities in northern Wisconsin lakes: Relation to pH, dans Acid précipitation series - Volume 6, Early biotic responses to advancing lake acidification, J.I. Teasley [ed.], Butterworth publishers, Stoneham, MA, 133-147.

ZAR, J. H., 1974. Biostatistical analysis, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N. J. 620 p.

ANNEXE 1

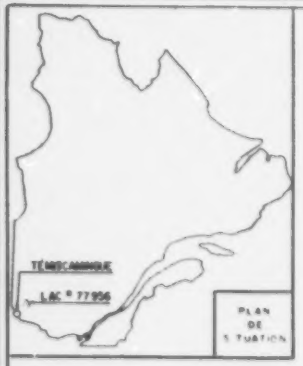
Localisation des 17 lacs échantillonnés dans la région du Témiscamingue

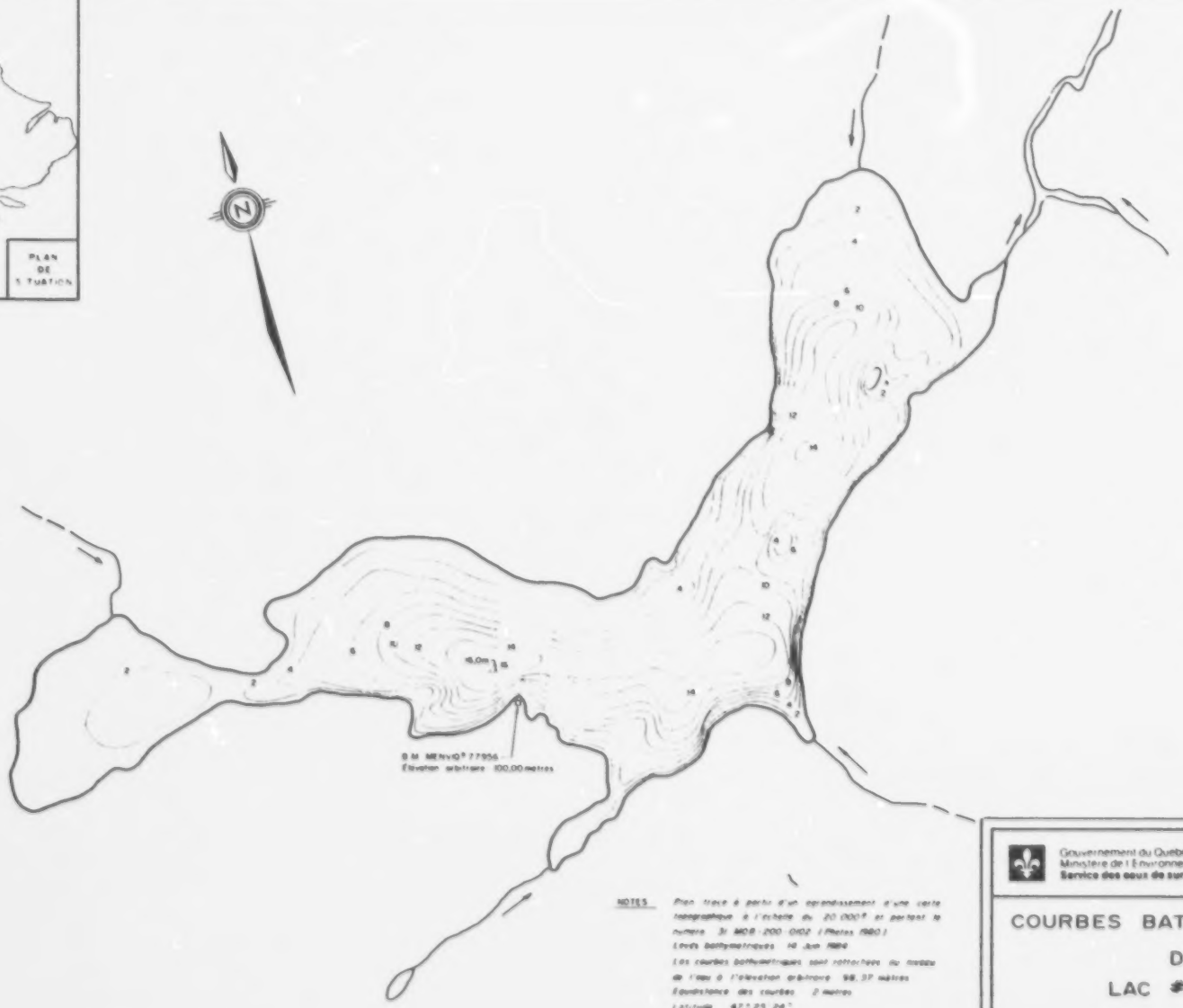
NO LAC	NOM DU LAC	REG-BA-SB-HYD	COMTÉ	NOM DU BASSIN	REG ADM	SRG ADM	ZONE	COORDONNÉES UTM-EST	UTM-NORD
1 77956		04-30-0038	Témiscamingue	Outaouais supérieur	08	01	17	714200	5255900
2 77978		04-30-0039	Témiscamingue	Outaouais	08	01	17	715050	5259650
3 79398		04-30-4000	Témiscamingue	Outaouais supérieur	08	01	17	703400	5250550
4 79245		04-30-4100	Témiscamingue	Outaouais supérieur	08	01	17	692200	5248900
5 10636	Au Vent	04-26-1100	Témiscamingue	Kipawa	08	01	17	668800	5247300
6 77306		04-26-1002	Témiscamingue	Kipawa	08	01	17	672900	5228600
7 79269		04-26-4000	Témiscamingue	Kipawa	08	11	17	690850	5239650
8 78042		04-26-4000	Témiscamingue	Kipawa	08	01	17	694350	5223650
9 78057	Demi-Lune	04-26-4000	Témiscamingue	Kipawa	08	01	17	692650	5216100
10 78097		04-26-4000	Témiscamingue	Kipawa	08	01	17	699400	5217300
11 75869		04-26-0000	Témiscamingue	Kipawa	08	01	17	712450	5222500
12 07235		04-26-0000	Pontiac	Kipawa	08	01	17	665500	5182450
13 07223	Petit George	04-25-1000	Pontiac	Beauchesne	08	01	17	676300	5183000
14 18892	Montanier	04-30-7000	Abitibi	Outaouais supérieur	08	11	17	684650	5325700
15 96791		04-C2-3012	Témiscamingue	Trib. 47° 33′ 37"	08	11	17	618050	5316200
16 96760	du Chevreuil	04-30-0060	Témiscamingue	Outaouais supérieur	08	11	17	649300	5307800
17 96814	Foot	04-30-0026	Témiscamingue	Outaouais supérieur	08	01	17	674150	5293500

ANNEXE 2

Cartes bathymétriques des 17 lacs échantillonnés

77956





NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 1/20 000e et portant le numéro 31 H/08-200-0102 (Photos 1980)

Levés bathymétriques 10 Juin 1984

Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 98.37 mètres

Équidistance des courbes 2 mètres

Latitude 47°25'24"

Longitude 78°09'36"

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

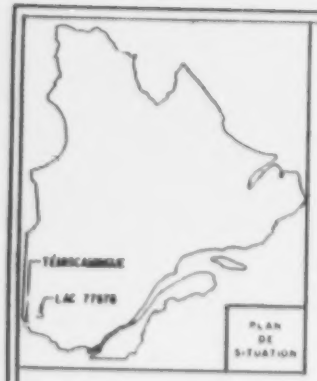
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 77956

échelle 60 0 120 240 mètres

C-9740

-99-

Dépôt légal, 4e trimestre 1984, Bibliothèque nationale du Québec



NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro 31 M08 200 0102 (Photos 1980)

Levés bathymétriques Septembre 1984

Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 99,60 mètres

Équidistance des courbes 1 mètre

Latitude 47° 27' 23"

Longitude 78° 08' 52"

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 77978

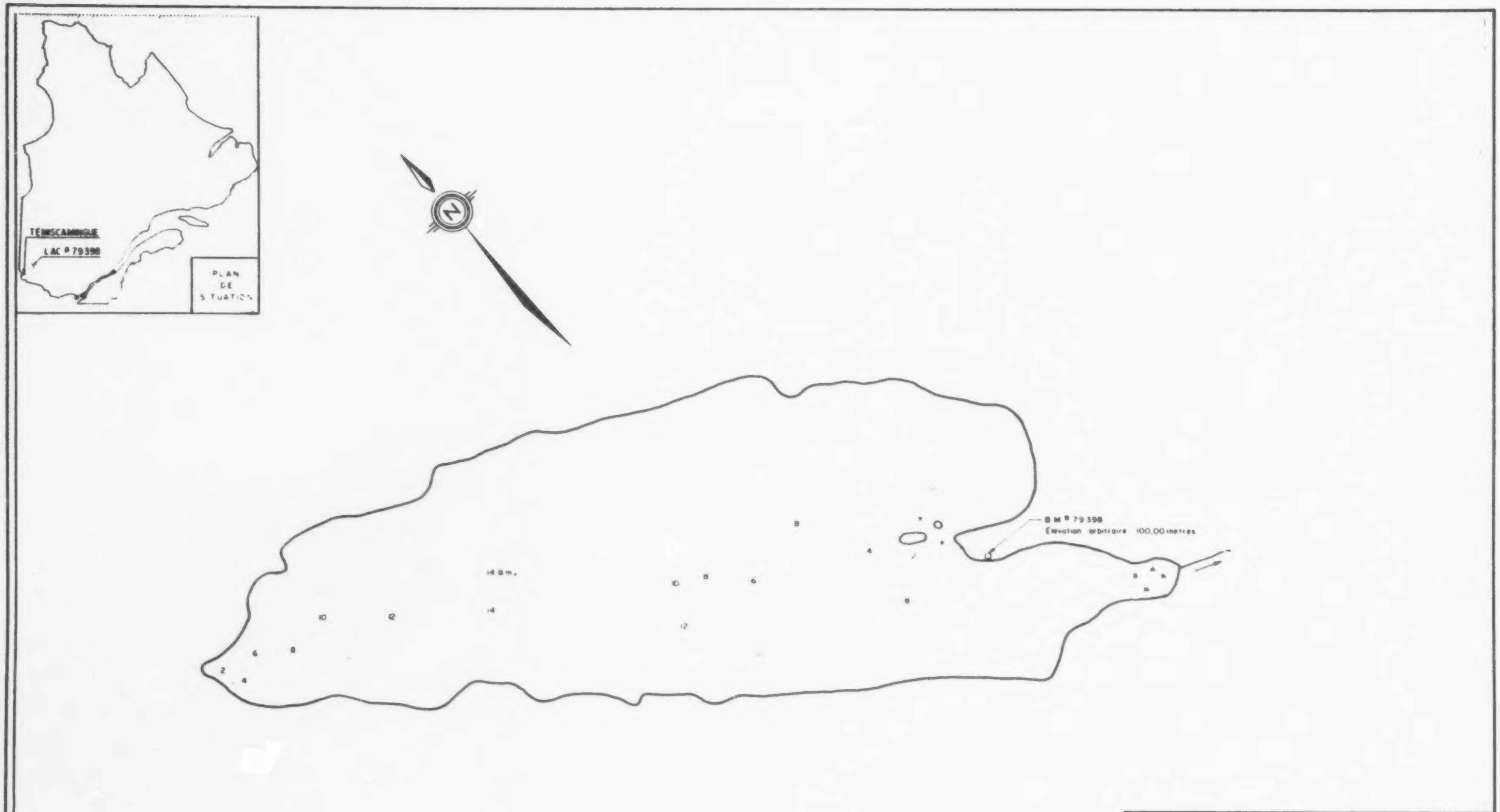
échelle 40 0 80 160 mètres

C-9730

-67-

Dépôt légal, 4e trimestre 1984 , Bibliothèque nationale du Québec

79 398



NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle de 1: 20 000 et portant le numéro 31 M08-200-0101 (Photos 1980)

Levés bathymétriques: 12 Septembre 1984

Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 98,90 mètres

Équidistance des courbes: 2 mètres

Latitude: 49° 22' 42"

Longitude: 78° 18' 21"

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

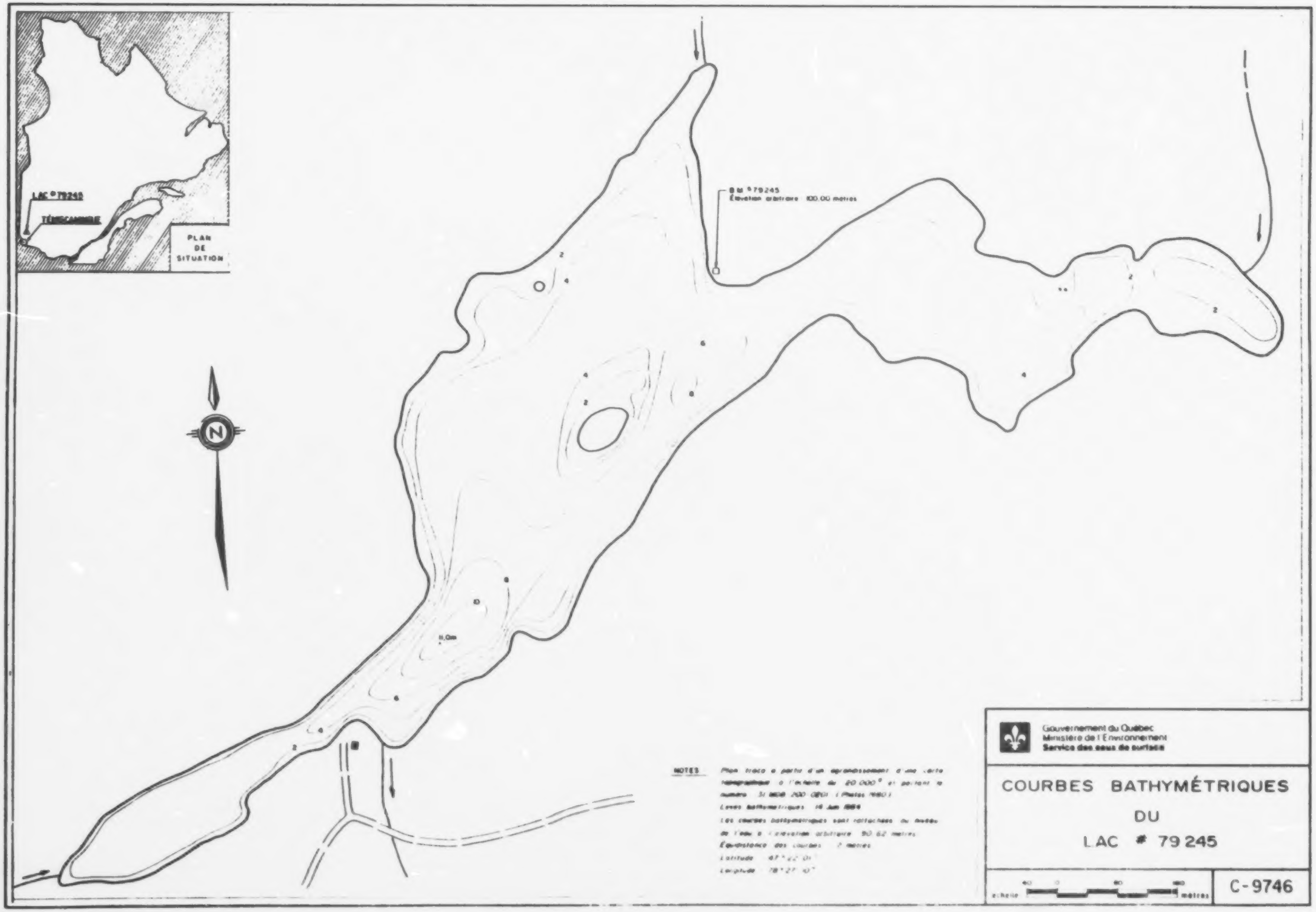
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 79 398

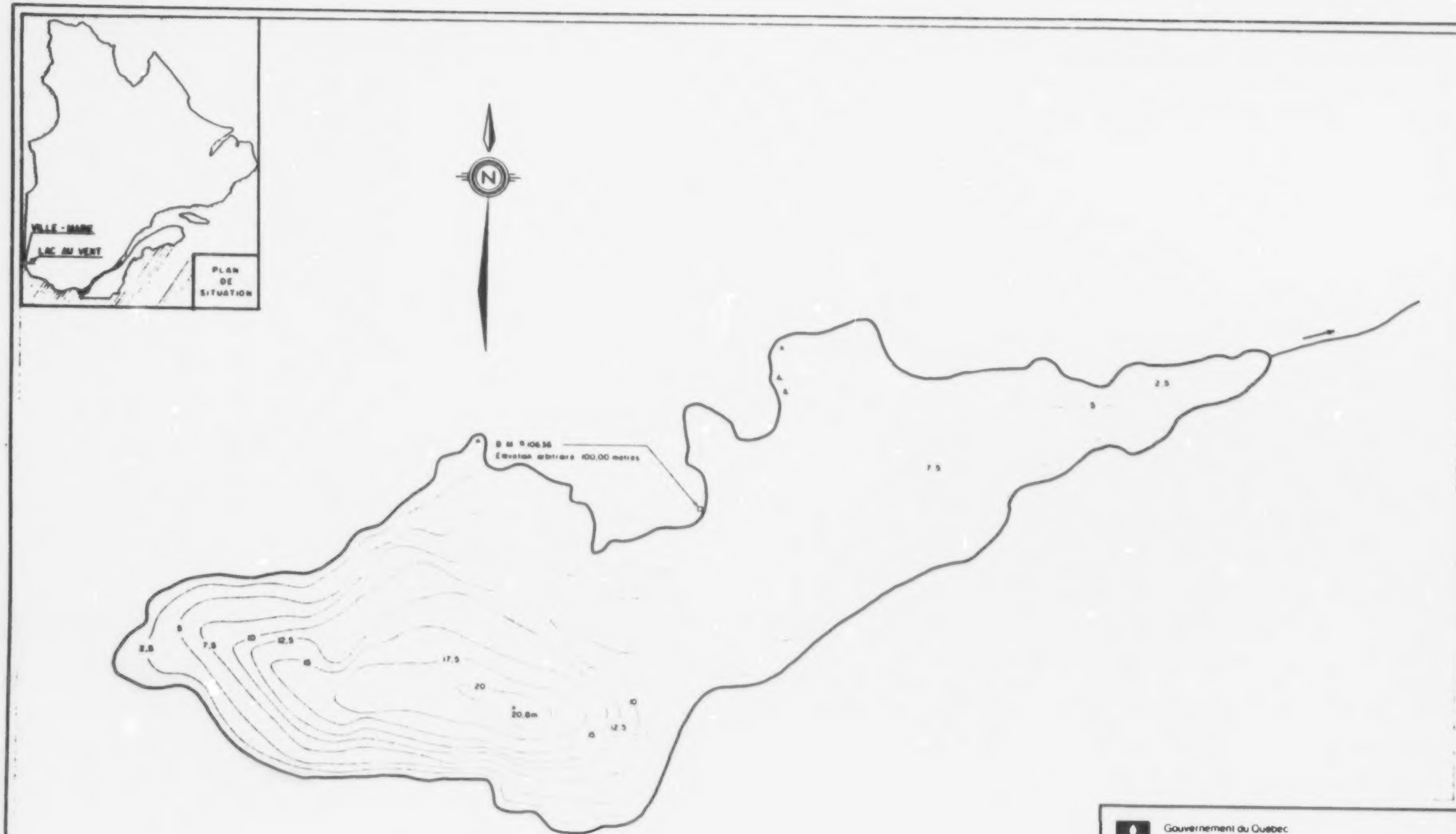
échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9744

Dépôt légal 1er trimestre 1985 Bibliothèque nationale du Québec

79 245


PLAN
DE
SITUATION
NOTES
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface
COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # 79 245
C-9746



NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle de 20 000ᵉ et portant le numéro 31 M07 200 0201 (Photos 1967)
Levés bathymétriques 12 Septembre 1984
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 98,27 mètres
Équidistance des courbes 2,5 mètres
Latitude 47°21'34"
Longitude 78°45'44"

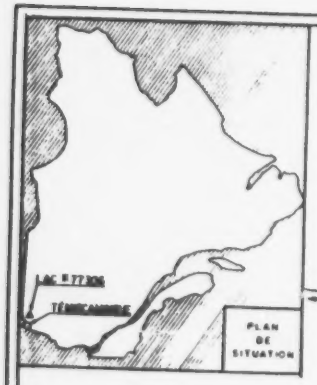
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

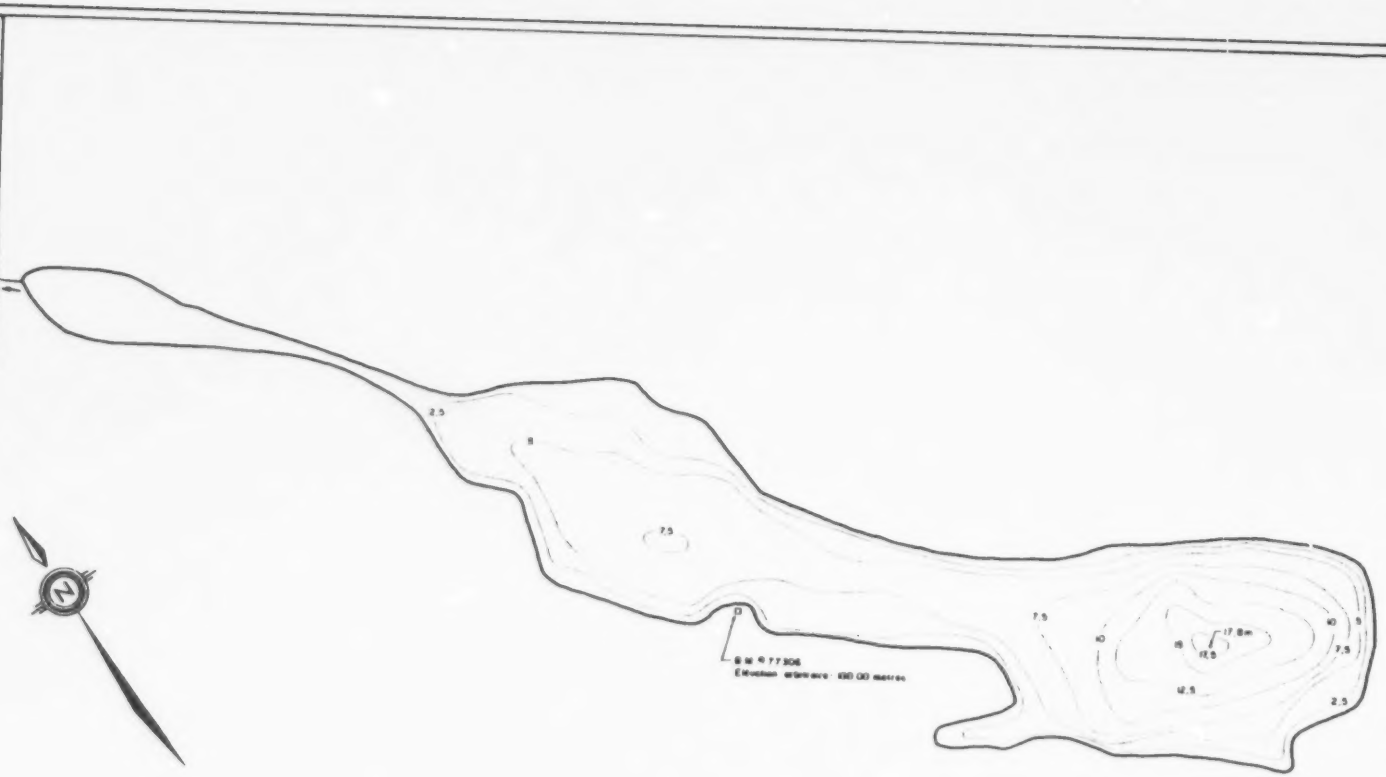
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC AU VENT

Échelle 40 0 80 160 mètres

C-9750

Dépôt légal, 2ᵉ trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 1/20 000e et portant le numéro 31 H/03-200-0402 (Photos 1967)

Levés bathymétriques : 12 Septembre 1984

Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98.75 mètres

Équidistance des courbes : 2.5 mètres

Latitude : 47° 11' 19"

Longitude : 76° 42' 57"

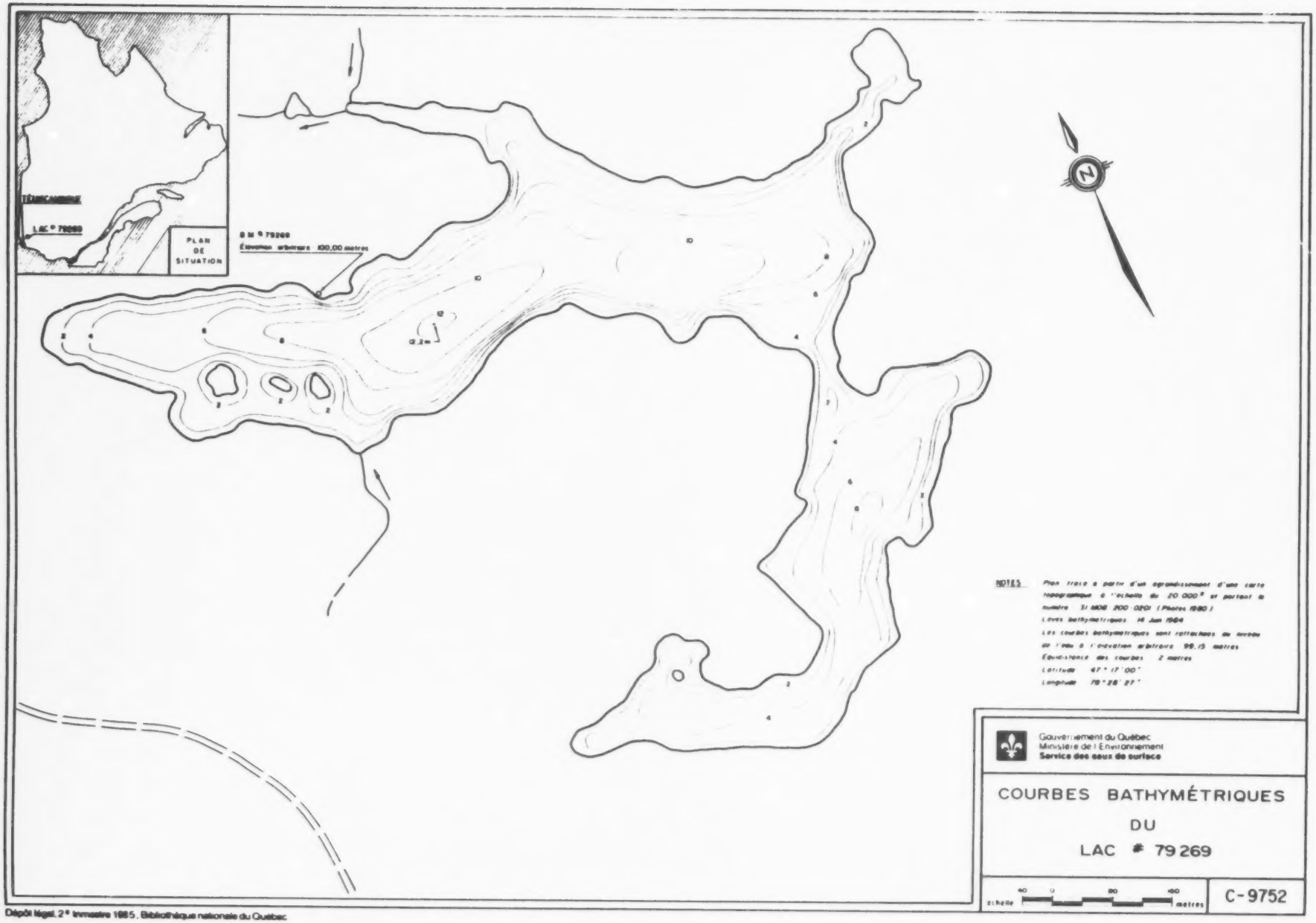
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 77306

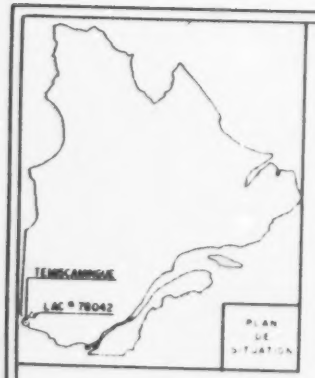
0 40 80 mètres

C-9753

Dépôt légal 2e trimestre 1986, Bibliothèque nationale du Québec



Dépôt légal, 2e trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec



B.M. # 78042
Élévation arbitraire 830.00 mètres

NOTES Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro 31 G/01 200-0101 (Photos 1980).
Levés bathymétriques 16 Juin 1984.
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 99.55 mètres.
Équidistance des courbes 2.5 mètres.
Latitude 47° 08' 19"
Longitude 78° 26' 01"

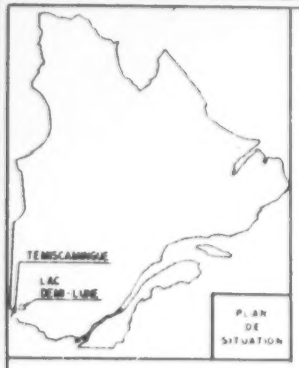
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

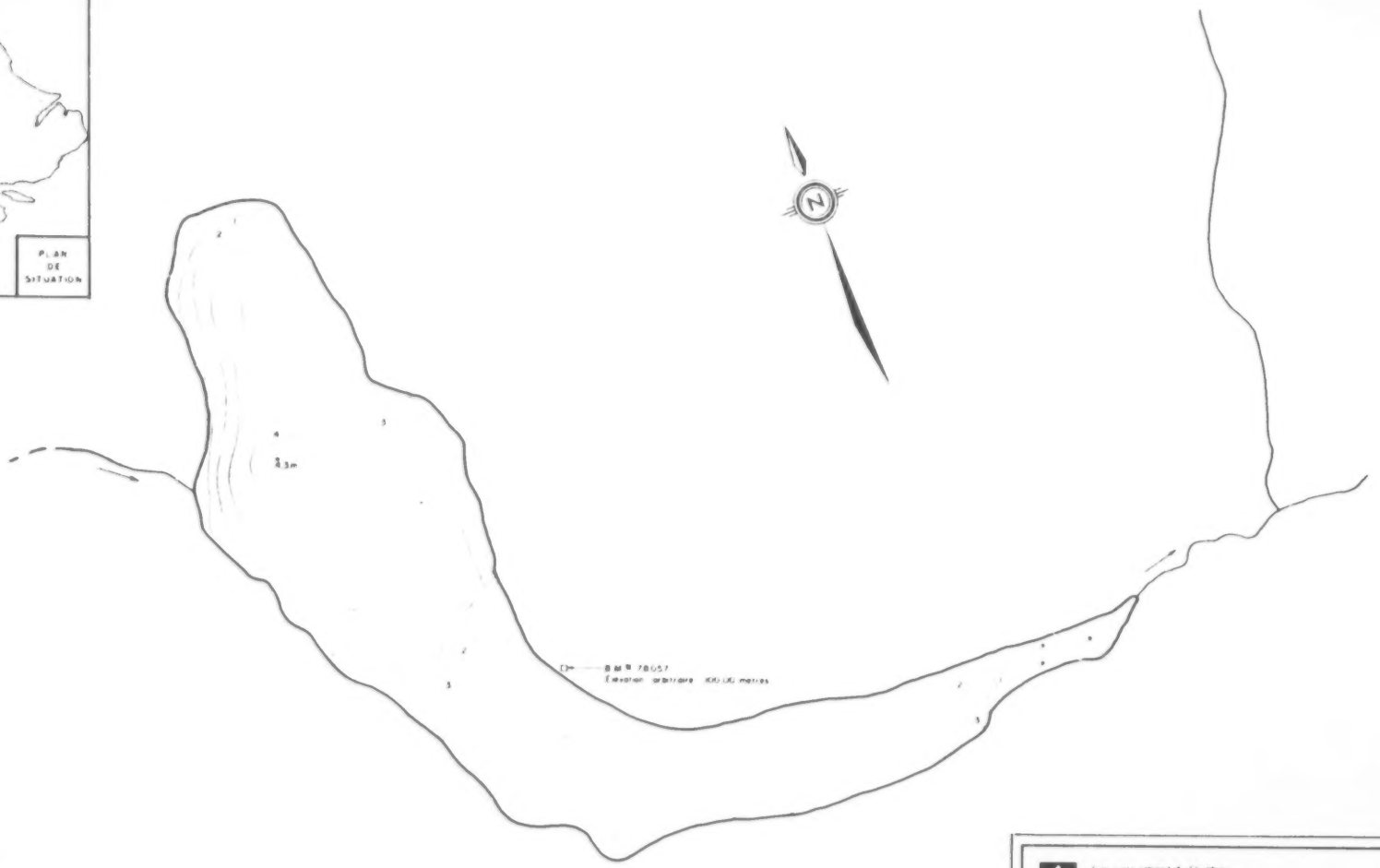
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 78 042

échelle 80 0 80 240 mètres

C-9742

Dépôt légal 1er trimestre 1985. Bibliothèque nationale du Québec





NOTES Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 1/20 000e et portant le numéro 31 G/01-200-0201.
Levés bathymétriques 16 Juin 1984
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élevation arbitraire 98.61 metres
Équidistance des courbes 1 metre
Latitude 47°04'15"
Longitude 78°27'42"

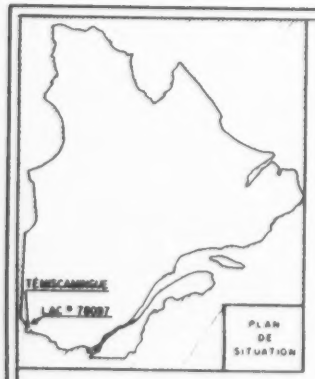
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC DEMI - LUNE

échelle 0 20 40 60 80 100 metres

C-9743

Dépôt legal, 1er trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec



NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro 31 M/01 (Photos 1967)

Levés bathymétriques 16 juin 1986

Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 98.16 mètres

Équidistance des courbes 2 mètres

Latitude 47° 06' 51"

Longitude 79° 22' 20"

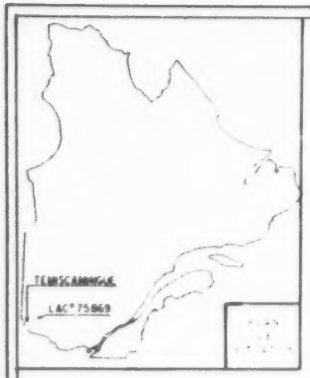
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # 78 097

échelle 40 0 80 160 mètres

C-9754

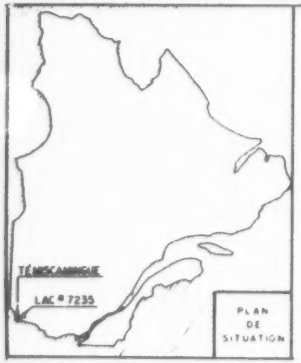
Dépôt légal 2e trimestre 1985. Bibliothèque nationale du Québec



Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 75 869

C-9741



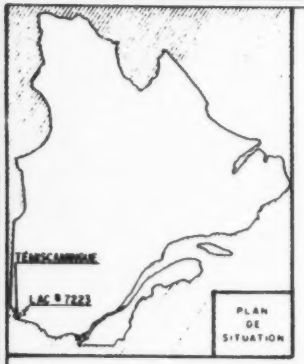
NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle de 1/ 20 000 e et portant le numéro : 31 L/5-200-0201 (Photos 1940)*
Levés bathymétriques : 13 Juin 1964
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 98.61 mètres
Équidistance des courbes : 2.5 mètres
Latitude : 46° 46' 40"
Longitude : 78° 50' 10"

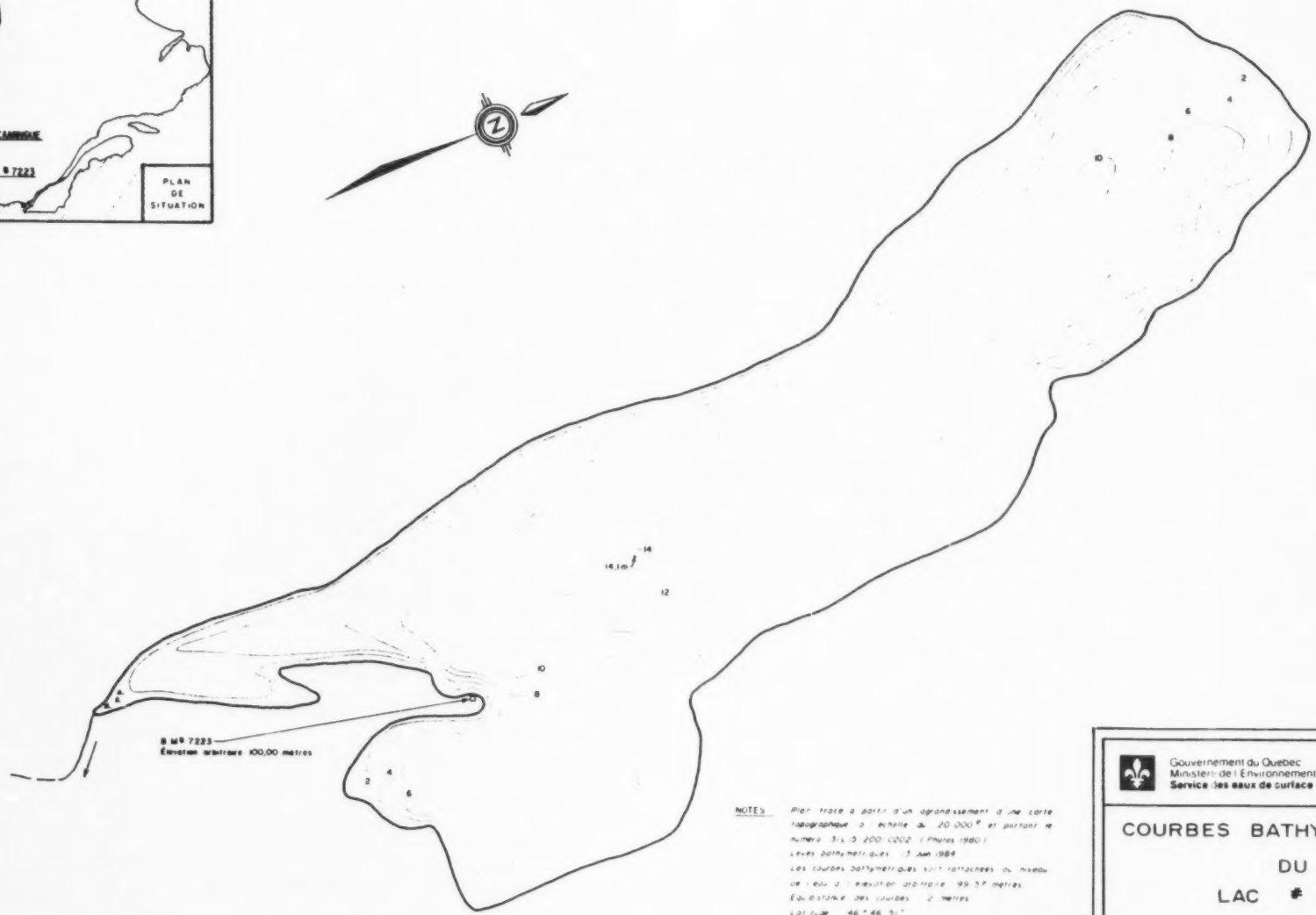
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 7235

C-9751

Dépôt légal, 2e trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec





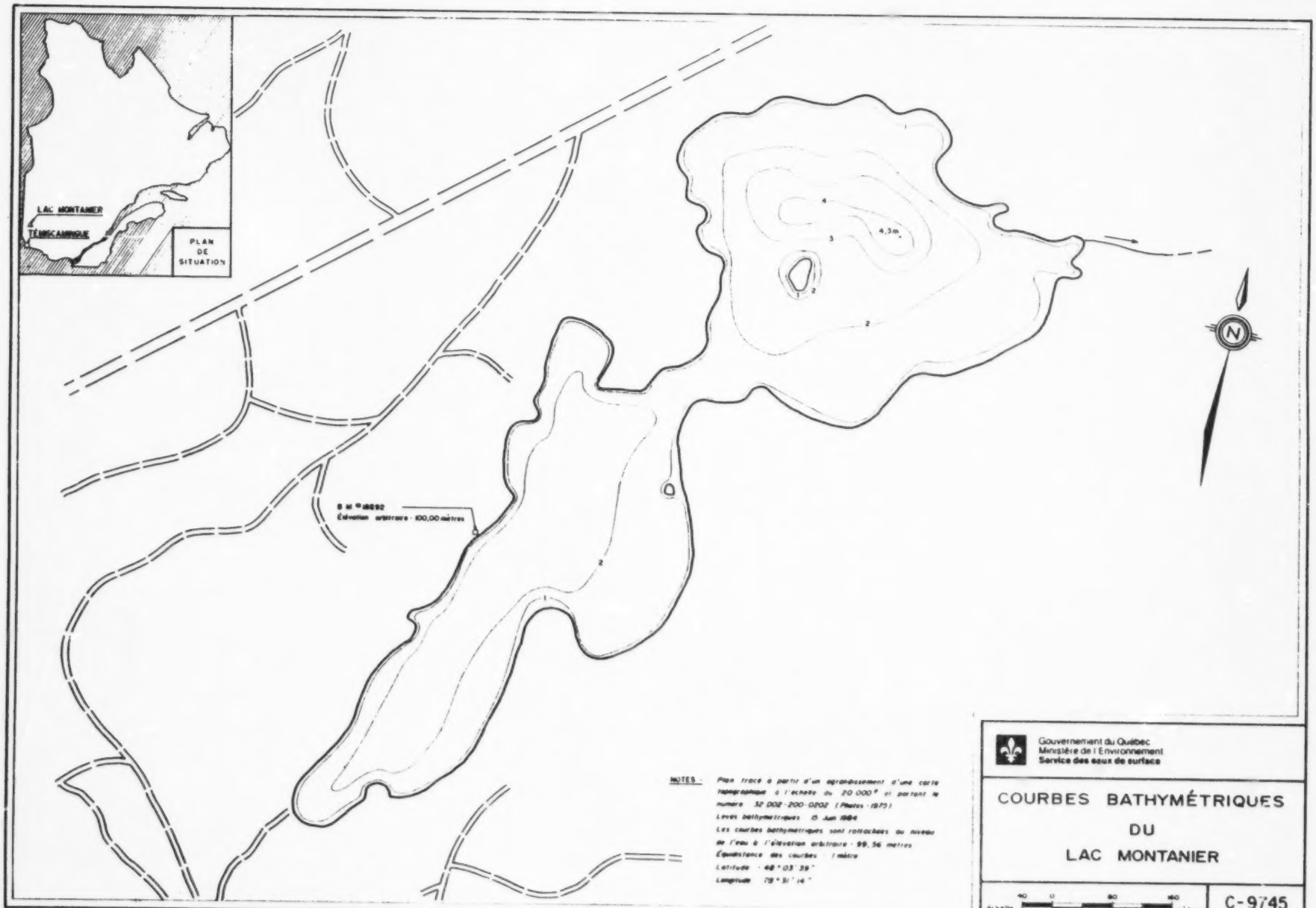
NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle de 1:20 000 et portant le numéro 31L/5 200-0202 (Photos 1980).
Levés bathymétriques : 3 Juin 1984
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 99,57 mètres.
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 46° 46' 51"
Longitude : 78° 4' 23"

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # 7223

C-9755



NOTES :

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro 32 D02-200-0202 (Photos - 1975)

Levés bathymétriques : 15 Juin 1984

Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,56 mètres

Équidistance des courbes : 1 mètre

Latitude : 46° 03' 39"

Longitude : 79° 51' 14"

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

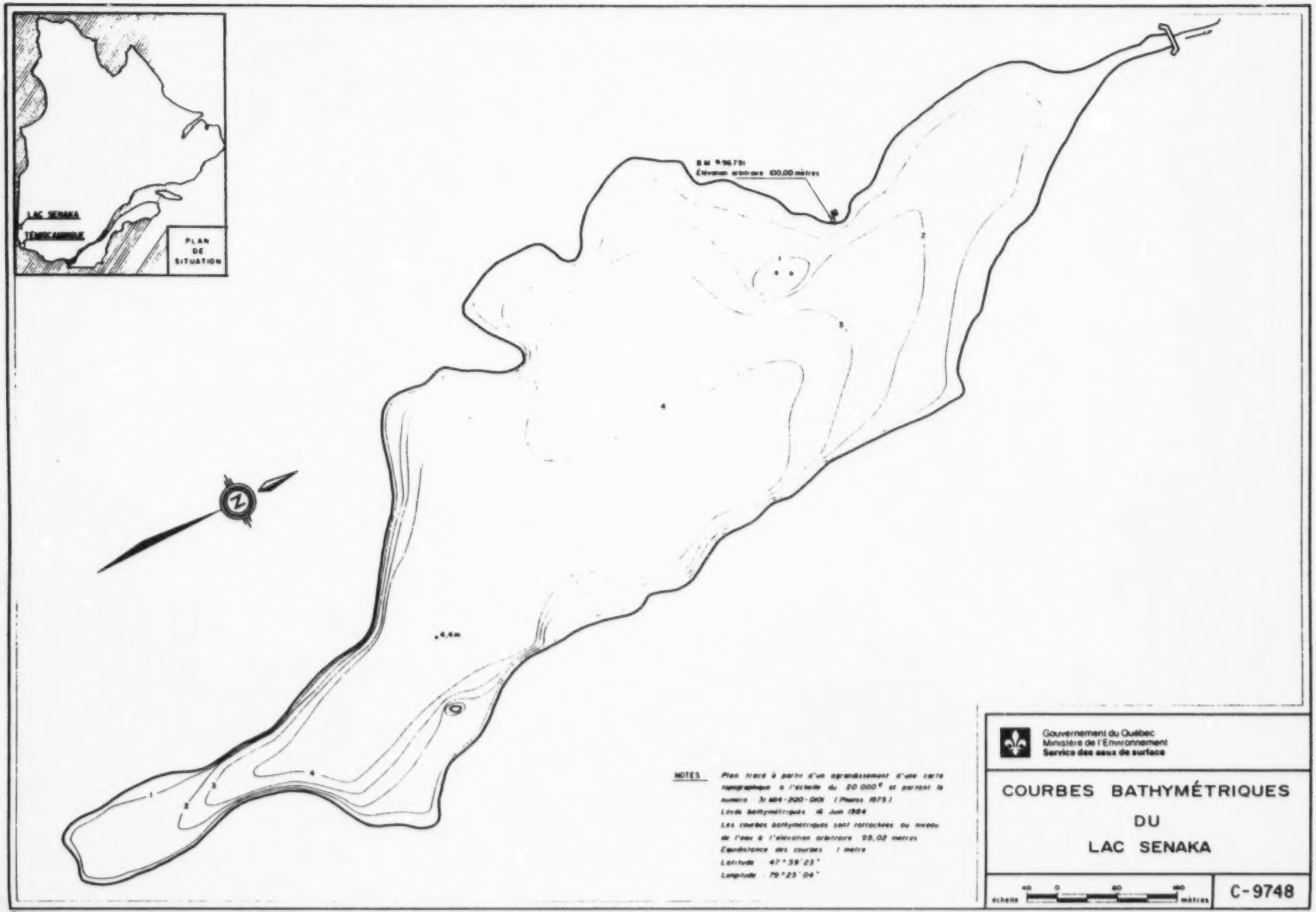
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC MONTANIER

échelle 40 0 80 160 mètres

C-9745

Dépôt légal, 1er trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec

96 791



NOTES

Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro 31 M/4-200-0101 (Photos 1975)
Levés bathymétriques 16 Juin 1984
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 99,02 mètres
Equidistance des courbes 1 mètre
Latitude 47°59'23"
Longitude 79°23'04"

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC SENAKA

échelle 40 0 80 160 mètres

C-9748

Dépôt légal, 2e trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec

NOTES :

Plan tracé à partir d'un agrandissement de cartes topographiques à l'échelle du 20 000e et portant les numéros : 31 M/4-200-0202 et 31 M/5-200-0401 (Photos 1980).

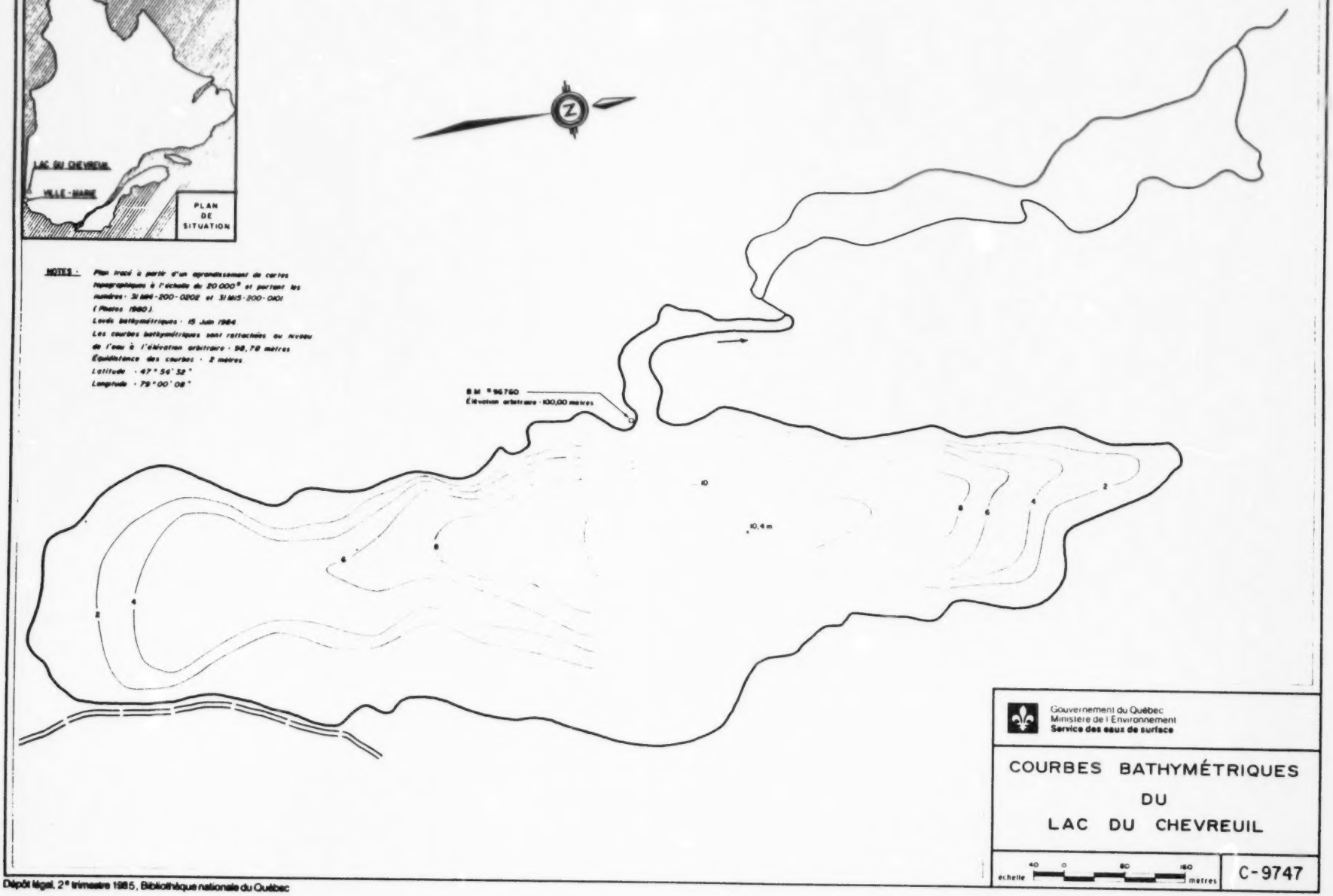
Levés bathymétriques : 15 Juin 1984

Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,78 mètres

Équidistance des courbes : 2 mètres

Latitude : 47° 56' 52"

Longitude : 79° 00' 08"



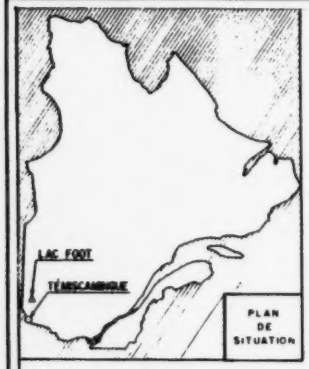
Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC DU CHEVREUIL

échelle 40 0 80 160 mètres

C-9747

Dépôt légal, 2e trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec



NOTES : Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro 31 M/5 - 200 - 0202 (Photos 1975)
Levés bathymétriques : 15 Juin 1984
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire 98,14 mètres
Equidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 47° 46' 24"
Longitude : 78° 40' 30"

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Service des eaux de surface

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC FOOT

échelle 40 0 80 160 mètres

C-9749

Dépôt légal, 1er trimestre 1985, Bibliothèque nationale du Québec

ANNEXE 3

Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( )
des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen
de chacun des engins de pêche utilisés dans
les 17 lacs échantillonnés

TABLEAU A.3.1 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux dans les 17 lacs échantillonnés.

	LACS ACIDES								LACS NON ACIDES								
Numéro de lac	14	3	4	16	7	2	17	1	5	9	11	6	15	10	8	12	13
pH	4,8	4,9	4,9	5,0	5,1	5,2	5,2	5,2	5,9	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,4	6,9	7,0
Espèces																	
Perchaude (Perca flavescens)	0	34 (4,6)	35 (4,1)	0	128 (15,7)	0	191 (24,1)	1 (0,1)	24 (3,1)	15 (1,9)	14 (1,7)	6 (0,7)	177 (20,7)	9 (1,1)	0	2 (0,3)	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	0	0	0	0	17 (2,3)	0	0	8 (1,0)	17 (2,2)	9 (1,1)	0	0	3 (0,4)	28 (3,6)	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	0	0	0	0	0	0	71 (7,7)	0	0	0	12 (1,3)	36 (4,3)	27 (3,1)	0	18 (2,4)	28 (3,4)
Épinoche à cinq épines (Culaea inconstans)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	0	4 (0,4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	0	0	0	0	0	0	0	13 (1,4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolepis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ventre rouge du nord (Chrosomus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas)	0	0	0	0	0	0	0	0	2 (0,3)	0	0	1 (0,1)	116 (13,8)	0	0	1 (0,1)	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23 (2,8)	0	0	24 (3,0)	28 (3,4)
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raseux de terre (Etheostoma nigrum)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crapet soleil (Lepomis gibbosus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot visqueux (Cottus cognatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	0	34	35	0	128	17	191	89	34	32	23	19	352	40	28	45	56
Nombre total d'espèces	0	1	1	0	1	1	1	4	3	2	2	3	4	4	1	4	2

TABLEAU A.3.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de nasses dans les 17 lacs échantillonnés.

	LACS ACIDES								LACS NON ACIDES								
Numéro de lac	14	3	4	16	7	2	17	1	5	9	11	6	15	10	8	12	13
pH / Espèces	4,8	4,9	4,9	5,0	5,1	5,2	5,2	5,2	5,9	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,4	6,9	7,0
Perchaude (Perca flavescens)	0	3 (0,4)	3 (0,3)	0	26 (3,1)	0	0	1 (0,5)	4 (0,5)	0	0	1 (0,1)	25 (2,9)	0	0	0	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Épinoche à cinq épines (Culaea inconstans)	0	0	0	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0	0	1 (1,0)	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolepis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ventre rouge du nord (Chrosomus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85 (9,7)	71 (9,6)	0	0	757 (98,6)	513 (62.0)
Chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22 (2,5)	4 (0,5)	0	0	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	150 (17,0)	8 (0,9)	0	0	4 (0,5)	1 (0,1)
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19 (2,3)
Raseux de terre (Etheostoma nigrum)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crapet soleil (Lepomis gibbosus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot visqueux (Cottus cognatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	0	3	3	0	26	0	2	1	4	0	0	258	109	0	0	762	533
Nombre total d'espèces	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	4	5	0	0	3	3

TABLEAU A.3.3 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées au moyen de trappes dans les 17 lacs échantillonnés.

	LACS ACIDES								LACS NON ACIDES								
Numéro de lac	14	3	4	16	7	2	17	1	5	9	11	6	15	10	8	12	13
pH	4,8	4,9	4,9	5,0	5,1	5,2	5,2	5,2	5,9	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,4	6,9	7,0
Espèces																	
Perchaude (Perca flavescens)	0	0	0	0	83 (10,0)	0	17 (0,2)	0	17 (2,1)	1 (0,1)	1 (0,1)	3 (0,3)	17 (2,0)	1 (0,1)	1 (0,1)	2 (0,3)	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Épinoche à cinq épines (Culaea inconstans)	0	0	0	0	0	0	6 (0,7)	0	0	0	0	0	10 (1,1)	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolepis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25 (3,3)	5 (0,6)	46 (5,1)	1 (0,1)	1 (0,1)	0	17 (2,2)	0
Ventre rouge du nord (Chrosomus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29 (3,4)	1 (0,1)	0	0	248 (32,2)	275 (33,3)
Chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52 (6,0)	0	0	0	3 (0,4)	0
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5 (0,7)	67 (8,1)
Raseux de terre (Etheostoma nigrum)	0	0	0	0	0	0	0	0	7 (0,9)	0	0	7 (0,8)	0	0	0	11 (1,4)	19 (2,3)
Crapet soleil (Lepomis gibbosus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot visqueux (Cottus cognatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	0	0	0	0	83	0	23	0	27	26	6	139	29	2	1	286	361
Nombre total d'espèces	0	0	0	0	1	0	2	0	4	2	2	6	4	2	1	6	3

ANNEXE 4

Poids moyen (g), écart-type et taille de l'échantillon ( )
des différentes espèces ichtyologiques
prélevées dans les 17 lacs échantillonnés

TABLEAU A.4 Poids moyen (g), écart-type et taille de l'échantillon ( ) des différentes espèces ichtyologiques prélevées dans les 17 lacs échantillonnés.

	LACS ACIDES								LACS NON ACIDES								
	14	3	4	16	7	2	17	1	5	9	11	6	15	10	8	12	13
	4,8	4,9	4,9	5,0	5,1	5,2	5,2	5,2	5,9	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,4	6,9	7,0
Espèces																	
Perchaude (Perca flavescens)	0	10,7 ± 3,2 (37)	26,8 ± 41,0 (38)	0	14,1 ± 20,5 (154)	0	22,6 ± 15,6 (191)	1,7 ± (1)	12,5 ± 15,4 (34)	16,0 ± 10,3 (15)	23,8 ± 13,6 (14)	9,7 ± 3,5 (7)	46,4 ± 78,3 (183)	16,6 ± 12,4 (10)	2,6 ± (1)	27,8 ± 13,0 (2)	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	0	0	0	0	1056,6 215,2 (17)	0	0	2681,2 ± 359,5 (8)	888,9 ± 213,8 (17)	1028,8 ± 835,1 (9)	0	0	4713,3 ± 1121,8 (3)	1138,6 ± 432,4 (28)	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	0	0	0	0	0	0	242,1 ± 316,9 (7,1)	0	0	0	210,0 ± 178,8 (12)	193,8 ± 215,3 (36)	228,2 ± 244,8 (27)	0	603,5 ± 269,6 (18)	53,0 ± 69,4 (28)
Épinoche à cinq épines (Culaea inconstans)	0	0	0	0	0	0	1,7 ± 0,5 (8)	0	0	0	0	0	2,3 ± 0,8 (8)	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	0	414,7 ± 83,5 (4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	0	0	0	0	0	0	0	273,5 ± 235,9 (13)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolepis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1 ± 0,4 (25)	0,4 ± 0,1 (7)	2,4 ± 0,3 (46)	1,8 ± (1)	0,3 ± (1)	0	1,8 ± 0,3 (13)	0
Ventre rouge du nord (Chrosomus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2 ± 1,8 (69)	2,0 ± (1)	0	0	1,8 ± 3,4 (756)	1,1 ± 3,1 (497)
Chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas)	0	0	0	0	0	0	0	0	8,5 ± 0,6 (2)	0	0	5,7 ± 1,3 (12)	12,8 ± 4,2 (116)	0	0	9,8 ± (1)	
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,9 ± 2,1 (131)	13,0 ± 2,5 (23)	0	0	10,6 ± 3,9 (28)	12,4 ± 2,7 (28)
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,2 ± 0,4 (5)	0,9 ± 0,2 (16)
Raseux de terre (Etheostoma nigrum)	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4 ± 0,5 (7)	0	0	2,1 ± 0,3 (7)	0	0	0	1,1 ± 0,3 (11)	0,5 ± 0,1 (18)
Crapet soleil (Lepomis gibbosus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,9 ± (1)	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88,7 ± (1)	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1 ± (1)	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot visqueux (Cottus cognatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6 ± 1,1 (2)	0	0	0	0	0	0	0	0

ANNEXE 5

Distribution de fréquence d'âge et de taille
ainsi que croissance et condition de la perchaude
capturée dans onze des 17 lacs du Témiscamingue

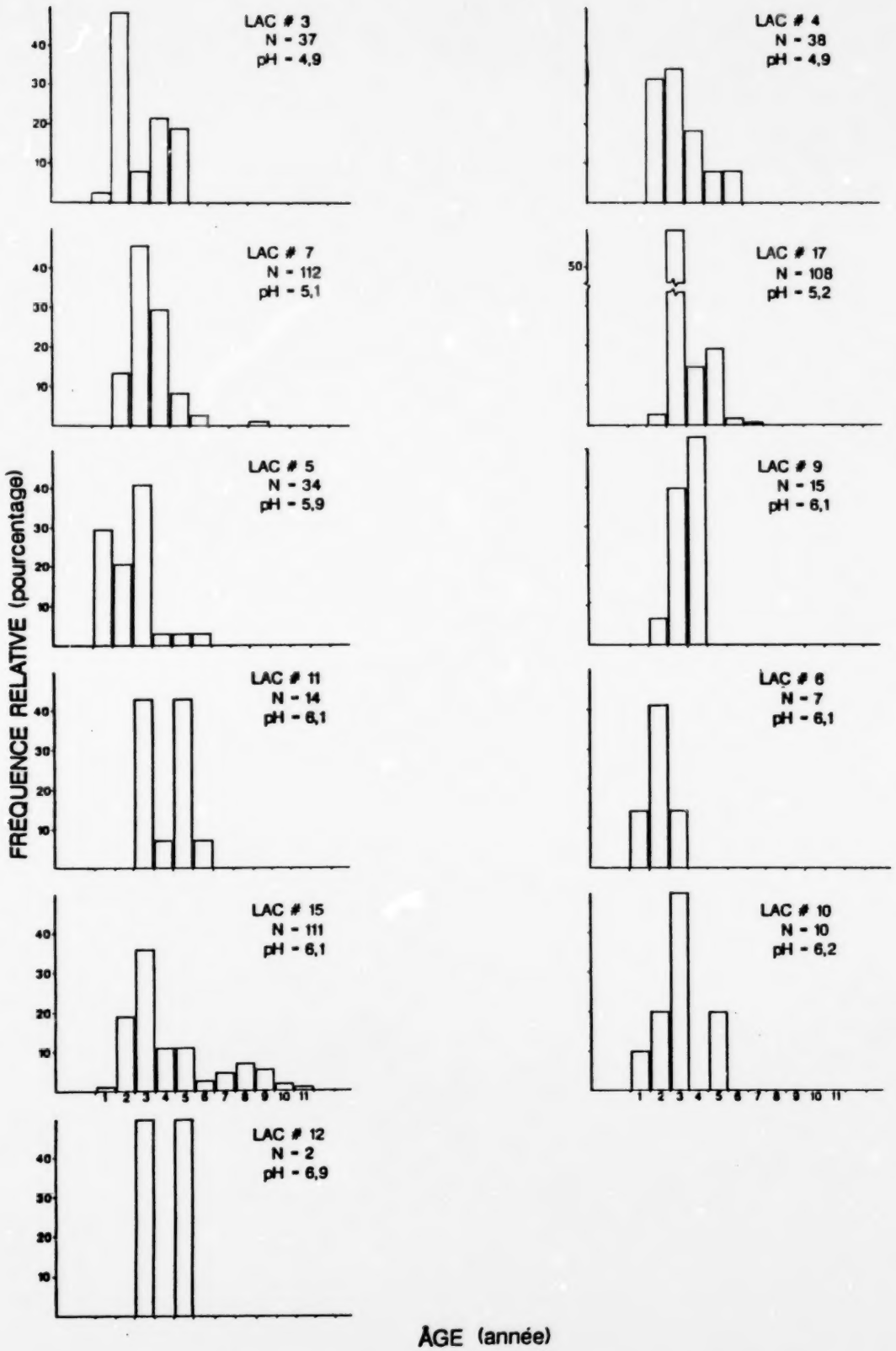


FIG. A.5.1 Distribution de fréquence d'âge de la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés.

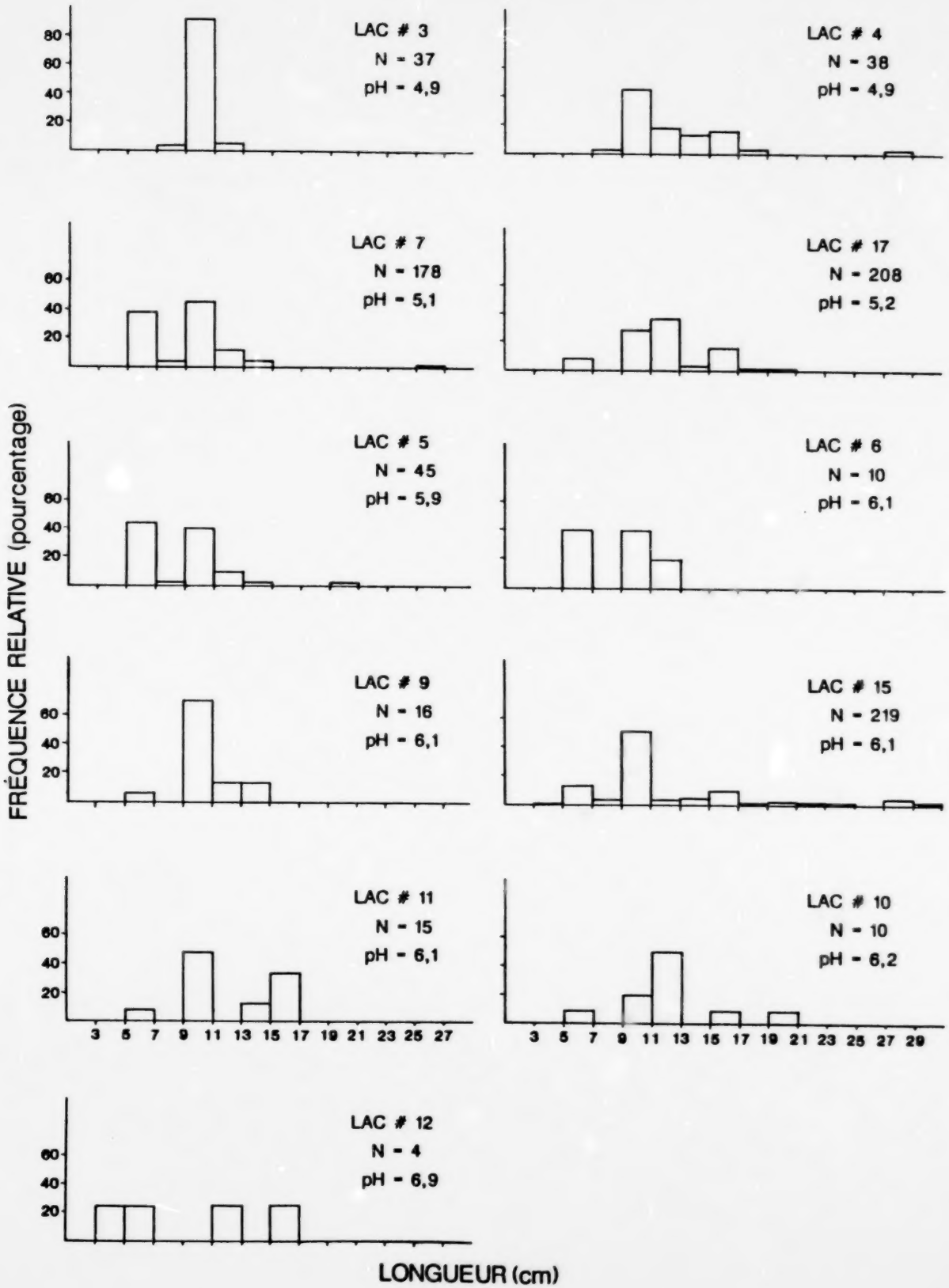


FIG. A.5.2 Distribution de fréquence de taille de la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés.

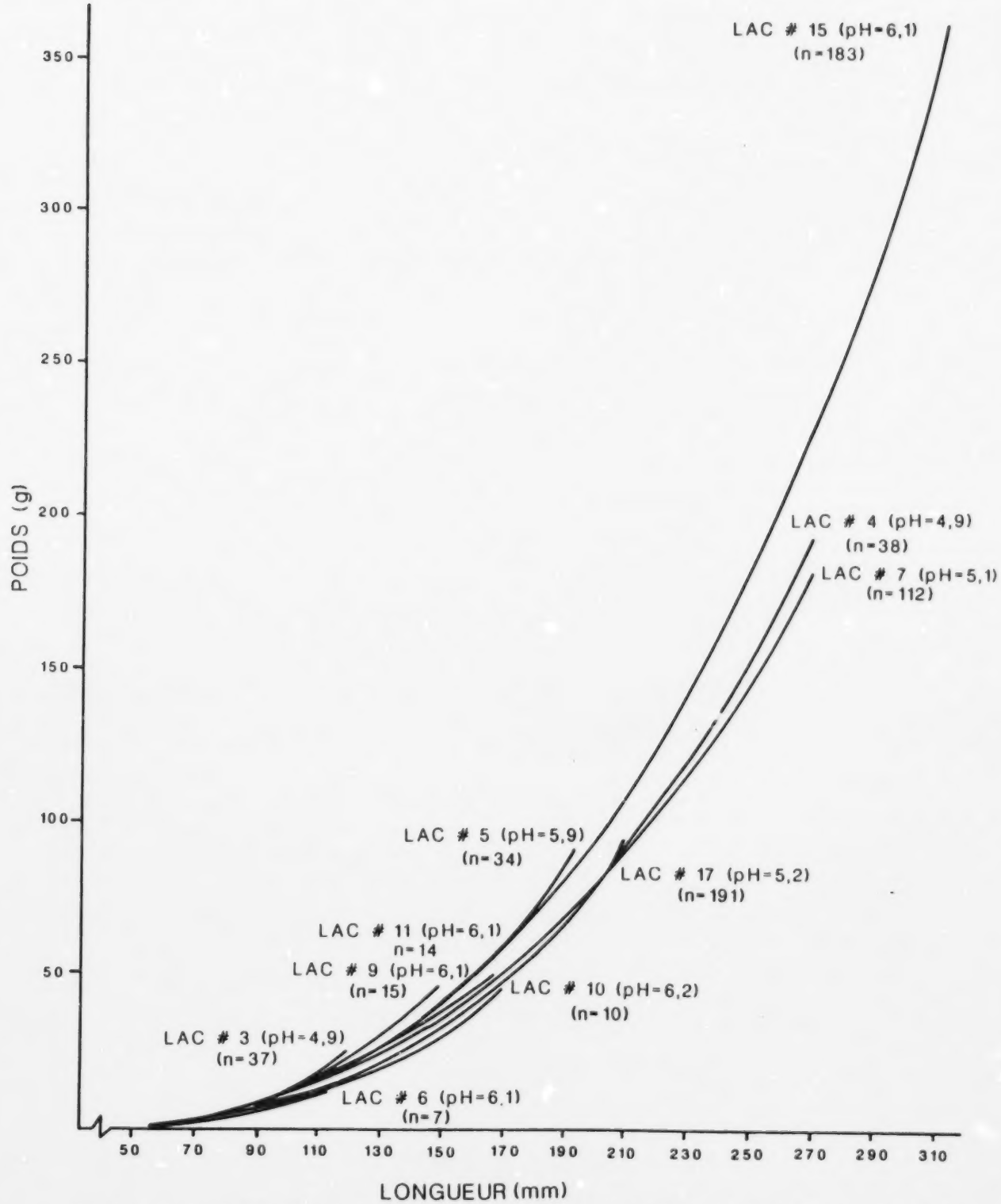


Fig. A.5.3 Relation du poids en fonction de la longueur chez la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés.

TABLEAU A.5.1 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez la perchaude capturée dans onze des 17 lacs échantillonnés. ± : écart-type, ( ) : nombre d'échantillons.

CATÉGORIE ET NUMÉRO DE LAC	pH	ÂGE 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
3	4,9	91 ± (1)	95 ± 6,1 (18)	97 ± 3,8 (3)	97 ± 5,4 (8)	105 ± 9,4 (7)						
4	4,9		102 ± 8,1 (12)	111 ± 11,7 (13)	149 ± 9,1 (7)	155 ± 4,2 (3)	201 ± 62,3 (3)					
7	5,1		90 ± 13,7 (15)	103 ± 5,9 (51)	108 ± 12,1 (33)	112 ± 23,6 (9)	113 ± 14,1 (3)			268 ± (1)		
17	5.2		102 ± 2,0 (4)	110 ± 6,9 (64)	149 ± 19,4 (16)	159 ± 11,1 (21)	194 ± 14,8 (2)	211 ± (1)				
ENSEMBLE DES LACS ACIDES		91 ± (1)	96 ± 10,3 (49)	107 ± 8,0 (131)	121 ± 25,0 (64)	139 ± 28,6 (40)	166 ± 56,2 (8)	211 ± (1)		268 ± (1)		
ENSEMBLE DES LACS NON ACIDES		60 ± 3,1 (13)	97 ± 13,2 (36)	104 ± 11,3 (73)	130 ± 25,4 (22)	161 ± 17,1 (21)	168 ± 23,6 (5)	219 ± 35,5 (6)	257 ± 32,6 (8)	287 ± 7,0 (6)	286 ± 4,2 (2)	314 ± (1)
5	5,9	60 ± 2,7 (10)	100 ± 4,4 (7)	106 ± 7,8 (14)	95 ± (1)		142 ± (1)	193 ± (1)				
9	6,1		94 ± (1)	102 ± 12,6 (6)	109 ± 20,8 (8)							
11	6,1			102 ± 2,4 (6)	102 ± (1)	151 ± 9,8 (6)	163 ± (1)					
6	6,1	58 ± (1)	109 ± 4,1 (5)	107 ± (1)								
15	6,1	54 ± (1)	93 ± 14,9 (2,1)	103 ± 13,0 (40)	150 ± 5,6 (12)	167 ± 19,6 (12)	178 ± 24,7 (3)	224 ± 37,1 (5)	257 ± 32,6 (5)	287 ± 7,0 (6)	286 ± 4,2 (2)	314 ± (1)
10	6,2	63 ± (1)	108 ± 4,2 (2)	112 ± 5,8 (5)		160 ± 13,4 (2)						
12	6,9			125 ± (1)		164 ± (1)						

ANNEXE 6

Distribution de fréquence d'âge et de taille ainsi que croissance du grand brochet capturé dans six des 17 lacs du Témiscamingue

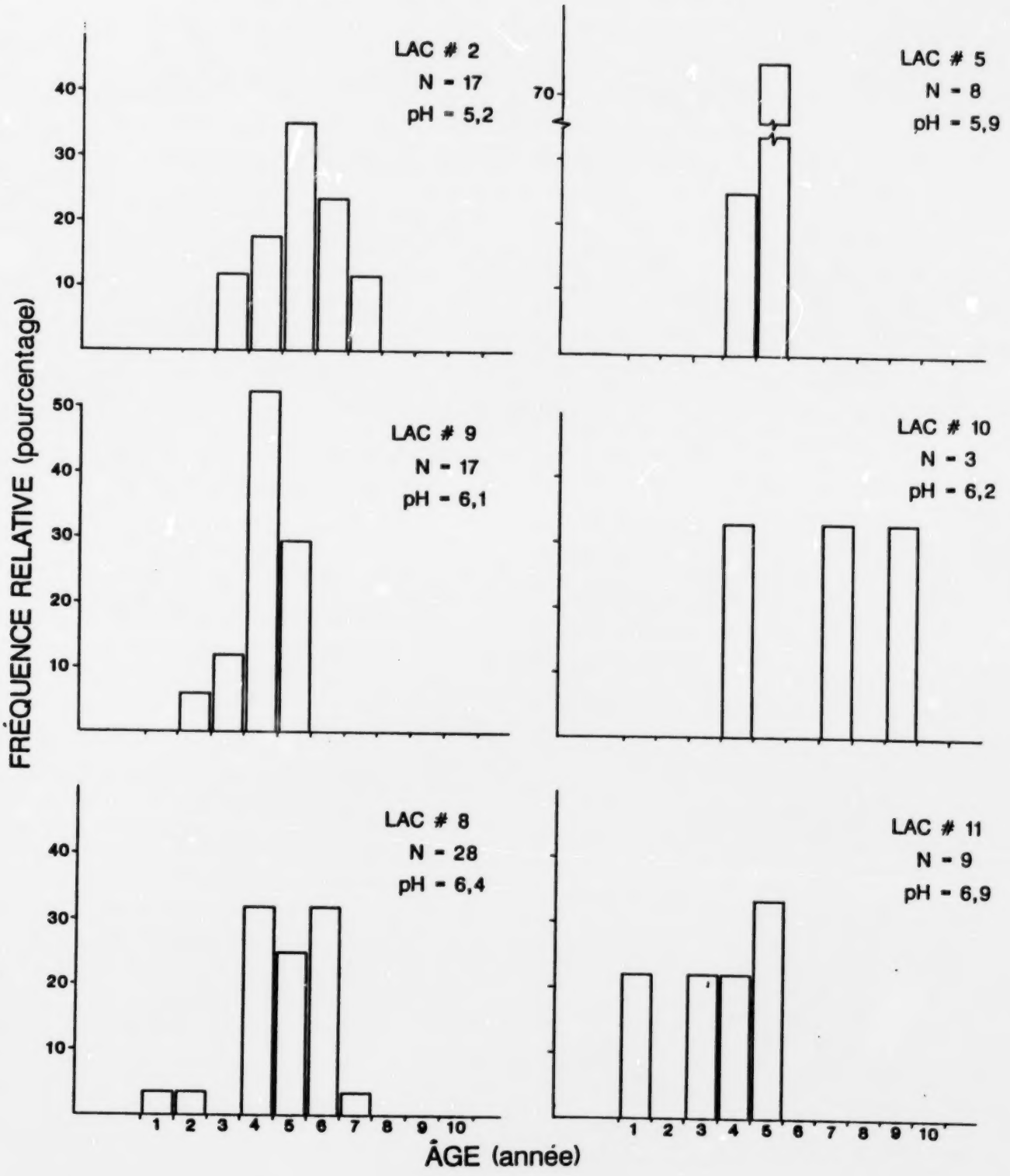


FIG. A.6.1 Distribution de fréquence d'âge du grand brochet capturé dans six des 17 lacs échantillonnés.

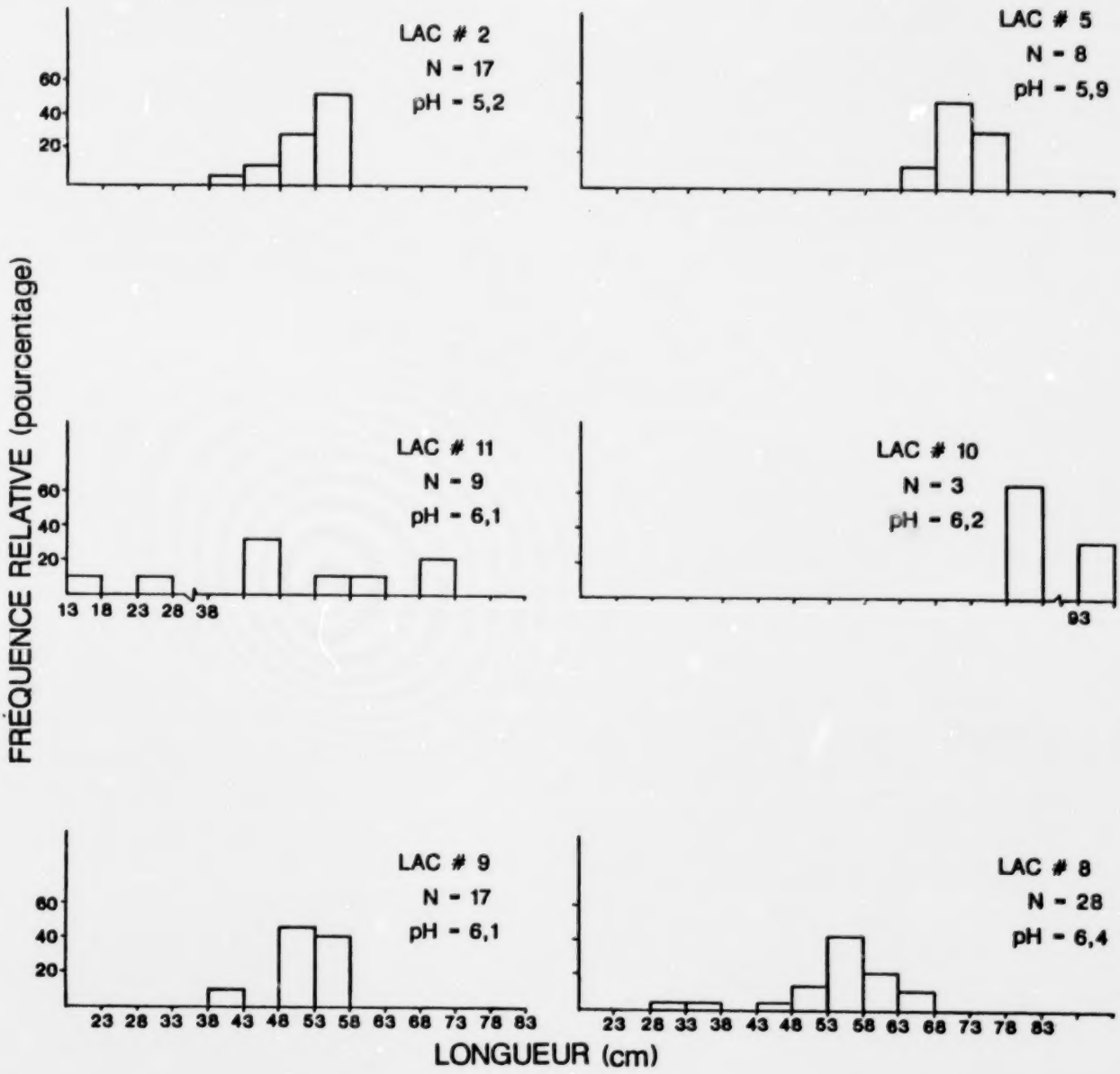


FIG. A.6.2 Distribution de fréquence de taille du grand brochet capturé dans six des 17 lacs échantillonnés.

TABLEAU A.6.1 Longueur à la fourche moyenne en fonction de l'âge chez le grand brochet capturé dans six des 17 lacs échantillonnés. ± : écart-type, ( ) : nombre d'échantillons.

CATÉGORIE ET NUMÉRO DE LAC	pH	AGE 1	2	3	4	5	6	7	8	9
LAC ACIDE										
2	5,2			443 ± 26,2 (2)	494 ± 27,1 (3)	538 ± 27,0 (6)	546 ± 25,7 (4)	538 ± 11,3 (2)		
ENSEMBLE DES LACS NON ACIDES		239 ± 83,6 (3)	363 ± 30,4 (2)	446 ± 35,0 (2)	556 ± 86,8 (23)	617 ± 78,1 (21)	577 ± 50,2 (9)	677 ± 173,2 (2)		940 ± (1)
5	5,9				722 ± 25,4 (2)	710 ± 39,1 (6)				
9	6,1		385 ± (1)	442 ± 53,0 (2)	526 ± 19,6 (9)	538 ± 20,1 (5)				
11	6,1	196 ± 54,4 (2)		450 ± 28,3 (2)	480 ± 70,7 (2)	667 ± 50,1 (3)				
10	6,2				790 ± (1)			800 ± (1)		940 ± (1)
8	6,4	325 ± (1)	342 ± (1)		542 ± 56,5 (9)	573 ± 21,7 (7)	577 ± 32,4 (9)	555 ± (1)		

ANNEXE 7

Distribution de fréquence d'âge et de taille
ainsi que croissance du meunier noir
capturé dans six des 17 lacs du Témiscamingue

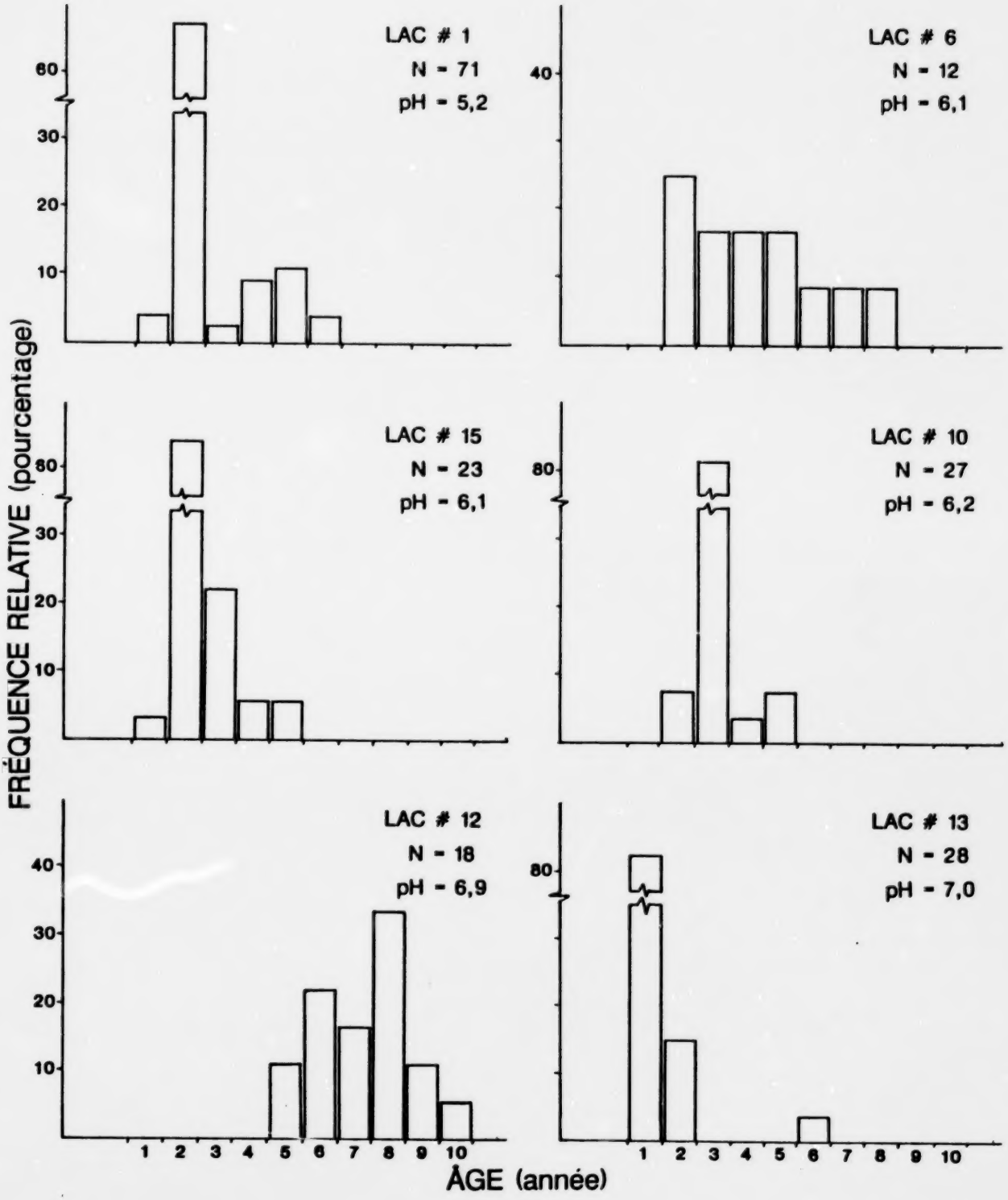


FIG. A.7.1 Distribution de fréquence d'âge du meunier noir capturé dans six des 17 lacs échantillonnés.

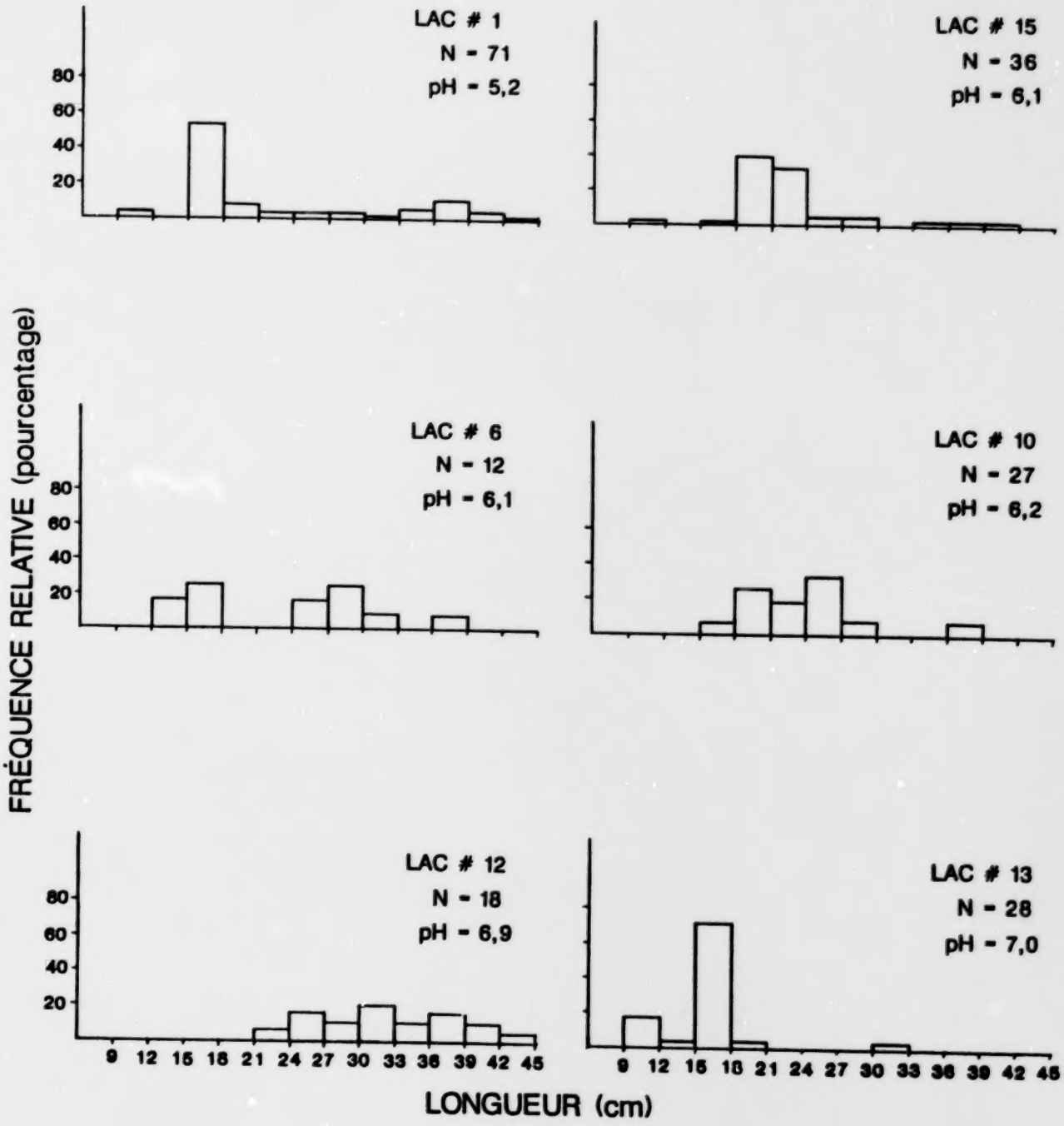


FIG. A.7.2 Distribution de fréquence de taille du meunier noir capturé dans six des 17 lacs échantillonnés.

TABLEAU A.7.1 Longueur moyenne (mm) à la fourche en fonction de l'âge chez les populations de meunier noir prélevé dans six des 17 lacs du Témiscamingue en 1984. ± : écart-type, ( ): nombre d'échantillons.

CATÉGORIE ET NUMÉRO DE LAC	pH	ÂGE									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
LAC ACIDE											
1	5,2	104 ± 6,0 (3)	170 ± 21,4 (48)	268 ± 30,4 (2)	348 ± 38,6 (7)	372 ± 18,3 (8)	402 ± 37,1 (3)				
ENSEMBLE DES LACS NON ACIDES		144 ± 23,7 (24)	192 ± 23,4 (32)	226 ± 33,0 (32)	293 ± 38,1 (5)	329 ± 63,9 (8)	304 ± 22,0 (6)	362 ± 10,3 (4)	383 ± 54,1 (7)	365 ± 63,6 (2)	435 ± (1)
6	6,1		154 ± 5,6 (3)	147 ± 3,6 (2)	263 ± 12,0 (2)	273 ± 14,1 (2)	285 ± (1)	360 ± (1)	305 ± (1)		
15	6,1	106 ± (1)	203 ± 12,1 (22)	239 ± 34,4 (8)	334 ± 4,2 (2)	394 ± 19,8 (2)					
10	6,2		155 ± 7,8 (2)	228 ± 23,6 (22)	270 ± (1)	382 ± 3,5 (2)					
12	6,9					267 ± 3,5 (2)	306 ± 25,6 (4)	362 ± 12,5 (3)	395 ± 46,0 (6)	365 ± 63,6 (2)	435 ± (1)
13	7,0	145 ± 22,7 (23)	170 ± 25,9 (4)				312 ± (1)				